

**TARTU ÜLIKOOL**  
**LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

Mart Kiis

**Siirdesoometsade haudelinnustik: kuivenduse ja taastamise mõjud**

Magistritöö

Juhendaja: PhD Asko Lõhmus

Tartu 2020



## **Siirdesoometsade haudelinnustik: kuivenduse ja taastamise mõjud**

Eestis vähenes 20. sajandi teisel poolel siirdesoometsade pindala peamiselt kuivendamise tõttu ligi viisteist korda. Kuivenduse tagajärjel tekkinud kõdusoometsade ökoloogilise taastamise võimalusi pole põhjalikult uuritud, kuigi selleks on katsetatud harvendusraiate ning kraavide sulgemise kombinatsioone. Linnukooslused on võimalik indikaator niisuguste taastamistööde mõju hindamiseks. Magistritöö eesmärgiks oli uurida kuivenduskraavide rajamise ning kuivendatud metsade taastamise eeldatavasti vastassuunalisi mõjusid haudelinnustikule. Leiti, et kolm-neli aastat pärast taastamistööd ei olnud Soomaal paiknevatel uurimisaladel toimunud muutusi haudelinnustiku asustustiheduses, liikide arvus ja mitmekesisuses ning ka kraavitiheus ei mõjutanud neid linnustiku üldnäitajaid. Ainult puistu harvendamine pigem ühtlustas kooslusi, kuid kui lisaks suleti ka kuivenduskraavid, suurenes varieeruvus kooslustes ning ka sarnasus loodusliku seisundiga. Seega on taastamiseks otstarbekas võtteid kombineerida. Uuringute jätkamine samas uurimissüsteemis on asjakohane, et fikseerida linnustiku muutumine pikemas ajaskaalas.

Märksõnad: haudelinnustik, metsakuivendus, siirdesoomets, ökoloogiline taastamine.

## **Nesting birds of pine bog woodlands: effects of forestry draining and restoration**

During the second half of the 20th century the area of mixotrophic pine bog woodlands in Estonia decreased almost 15-fold mainly due to draining. The methods of ecological restoration of drained wetland forests are not thoroughly studied although combinations of partial cutting and ditch-blocking have been approached. Bird communities are a possible indicator for restoration works. The aim of this Master's thesis was to study the assumed opposing effects of forest ditching and restoration on nesting bird communities. It was found that three to four years after restoration no changes in nesting bird density, species richness or species diversity had occurred. Additionally, the density of ditches did not affect these general descriptors of the bird communities. Using solely forest thinning mostly homogenized the assemblage. If both forest thinning and ditch-blocking was used, heterogeneity in bird communities increased, as did the similarity to a natural state. Therefore, it appears effective to combine the restorative methods. Further studies in the same research-system are relevant to explore the long-term effects of restoration on the nesting bird communities.

Keywords: nesting birds, forest ditching, pine bog woodland, ecological restoration.



## Sisukord

1. Sissejuhatus .....	6
1.1 Siirdesoometsad ja nende kaitse Eestis .....	7
1.2 Linnud soometsade taastamise eesmärgi ja indikaatorina .....	9
1.3 Seni tehtud uuringud haudelinnukoosluste taastamisest soometsades.....	10
1.3.1 Harvendusraiete mõju linnukooslustele.....	10
1.3.2 Häilraiete mõju linnukooslustele .....	11
1.3.2 Märjalade veerežiimi taastamise mõju linnustikule .....	12
1.4 Magistritöö eesmärgid.....	12
2. Materjal ja metoodika.....	14
2.1 Taustsüsteem ja uurimisalade valik .....	14
2.1.1 Eesti looduslike siirdesoometsade kaardi loomine võrdlusalade tuvastamiseks .....	14
2.1.2 Soomaa uurimisalad .....	16
2.2 Lindude loendamise metoodika .....	20
2.3 Vaatlusandmete tõlgendamine ja keskkonnaparameetrite määramine .....	20
2.4 Andmetöötlus .....	21
2.5 Töö autori roll .....	22
3. Tulemused .....	23
3.1 Taastamistöötluste ja kuivenduse mõju haudelinnustiku üldnäitajatele .....	23
3.2 Taastamisalade, kuivendatud ja looduslike siirdesoometsade linnukoosluste koosseis..	25
4. Arutelu .....	29
4.1 Linnukoosluste koosseisu muutus taastamistööde järel.....	29
4.2 Taastamistööde mõjud indikaator- ja kaitstavatele liikidele .....	30
4.3 Siirdesoometsade kuivendamine ja taastamine .....	31
4.4 Uurimismetoodika ja jätkuuuringud tulevikus.....	31
Kokkuvõte .....	34
Summary.....	35
Tänuavaldused .....	36
Kasutatud kirjandus .....	37
Lisa 1. Alade keskkonnaparameetrid analüüside kaupa .....	43
Lisa 2. Liikide keskmised asustustihedused erinevatel aladel 2019. aastal.....	46

## 1. Sissejuhatus

Kasvavast inimõjust tulenev elurikkuse ning ökosüsteemide hävimine on üks olulisemaid globaalse tähtsusega keskkonnaprobleeme (Masson-Delmotte jt, 2018). Bioloogilise mitmekesisuse ja elupaikade kadumise tagajärgi aitab leevendada kaitsealade loomine. Samas on kaitsealade rajamisel pindala osas piirangud ning oluline on arvestada ka kaitsealadelt välja jäävate alade ökoloogilist seisundit (Hansen ja DeFries, 2007). Nii ei ole näiteks metsade ökoloogilise seisundi säilitamiseks ainult kaitsealade moodustamine piisav meede (Lindenmayer jt, 2012; Dieler jt, 2017) ja üha olulisemaks saab kahjustada saanud ökosüsteemide taastamine. Ökoloogiline taastamine on seatud eesmärgiks mitmes globaalse tähtsusega poliitikadokumendis – näiteks Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni (ÜRO) Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni Aichi eesmärgis 15 sõnastati 2020. aasta eesmärgiks ökosüsteemide taastuvuse suurendamine kaitsealade laiendamise ja 15 protsendi kahjustunud ökosüsteemide taastamise abil (Convention on Biological Diversity, 2013). Samas mahus taastamine oli eesmärgiks ka Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegias aastani 2020 (Euroopa Komisjon, 2011). ÜRO on järgmise kümnendi kuulutanud ökoloogilise taastamise kümnendiks (United Nations Environment Programme, 2020), viidates sellega selgelt probleemi tõsidusele ja tegutsemise pakilisusele.

Elurikkuse ja ökosüsteemide hävimine on kujunenud probleemiks ka Eestis, kus näiteks metsalindude arvukus on viimastel aastakümnetel langenud ligi viiekümne tuhande paari võrra aastas (Nellis ja Volke, 2019) ning viimase paari sajandi jooksul on inimtegevuse tõttu teisenenud ulatuslikud märgalad (Paal, 2011). Viimastel aastatel on fookusesse võetud kuivendatud soode looduslähedase seisundi taastamine raiete ja kraavide sulgemise abil. Eestis kehtiva looduskaitse arengukava raames seati eesmärgiks taastada 2020. aastaks ligi 10 000 hektarit madal- ja siirdesoo elupaiku ning rabade servaalasid (Keskkonnaministeerium, 2012). Samas on väheste kogemuste, protsessi keerukuse ja pikaajalisuse tõttu ebaselge, millised võiksid olla Eesti oludes parimad taastamismeetodid ning kuidas taastamise tulemuslikkust mõõta (Keskkonnaministeerium, 2015a).

Käesoleva magistritöö teemadeks on siirdesoometsade haudelinnustik ja kuivendamise ning taastamise mõjud linnustikule. Eestis on viimase saja aasta jooksul kuivendatud suur osa looduslikest siirdesoometsadest ning põhjustatud seeläbi ulatuslike alade kõdusoostumine (Paal,

2011). Magistritöö fookuses on siirdesoometsade taastamise mõju hindamine nende alade haudelinnukoosluste kaudu.

### 1.1 Siirdesoometsad, nende seisund ja kaitse Eestis

Siirdesoometsad on tasastel madalikel esinev kasvukohatüüp, mida iseloomustab halvasti kuni keskmiselt lagunenud siirdesoomuld, mille paksema lasundi korral on eutroofne madalsoo-turbalasund kaetud kuni 30 cm tüseduse vähelagunenud samblaturbaga. Tegu on aastaringsest veerohke mullatüübiga – ka suvel ei lange veetase mullas sügavamale kui 10-30 cm (Paal, 2007).

Siirdesoometsad kuuluvad Euroopa Liidu Loodusdirektiivi Lisa I väärtustatud elupaigatüüpide hulka, mille kaitseks tuleb määratleda spetsiaalsed kaitsealad. Loodusdirektiivi elupaigatüüp 91D0 ehk siirdesoo- ja rabametsad on niiskel kuni märjal turbamullal kasvavad okas- ja okassegametsad, kus vesi on toitainetevaene ja püsivalt kõrge (Paal, 2007). Eestis peaks puissoodest eristamiseks olema täidetud veel kolm tingimust: puurinde liituvus vähemalt 0,3, puude kõrgus vähemalt 4 m ning turbakihi tüsedus vähemalt 30 cm (Palo, 2018). Puuliikidest domineerib harilik mänd (*Pinus sylvestris*), põõsarindes esinevad tuhkur paju (*Salix cinerea*), madal kask (*Betula humilis*) ja harilik paakspuu (*Rhamnus frangula*) ning madalamates rinnetes on tavalised erinevad puhmad, tarnad ja turbasamblad (Paal, 2007).

EL Loodusdirektiivi Lisa I väärtustatud elupaigatüüpide kirjelduses loetletakse siirdesoometsadele tunnuslikena ka mõningaid linnuliike: metsis (*Tetrao urogallus*), hoburästa (*Turdus viscivorus*), metskiur (*Anthus trivialis*) ja tutt-tihane (*Lophophanes cristatus*) (Paal, 2007). Ornitofaunistilistes töodes on selle biotoobi linnustikku lühidalt kirjeldatud ning leitud ka linnustiku üldnäitajad. Näiteks Lahemaa rahvuspargis on „rabastuvates ja rabamännikutes“ määratud ribaloendustel keskmiseks asustustiheduseks 2,1 paari hektari kohta, kellest ligi poole moodustavad kolm dominantliiki: metsvint (*Fringilla coelebs*), salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*) ja metskiur (Rootsi, Viht ja Õun, 1988). Tartumaal on samasugustel loendustel leitud siirdesoometsi hõlmavates soomännikutes keskmiseks asustustiheduseks 1,6 ja soo-okasmetsades 3,0 haudepaari hektari kohta (A. Lõhmus, 2004).

Sooaladele on avaldanud olulist mõju nende kuivendamine põllumajanduslikel, metsanduslikel ja tööstuslikel eesmärkidel. Kuivendamine sai Eestis alguse juba 17. sajandil, kuid intensiivistus oluliselt Teise maailmasõja järgselt tänu tehnilise võimekuse suurenemisele (Paal, 2011). Kuna soosalade liigne niiskus pärsib puude kasvu, on metsanduses rakendatud kuivendamist metsade

pindala ja puidutagavara suurendamiseks (Päivänen ja Hånell, 2012). Kuivendamise abil metsa tootlikkuse suurendamine on märkimisväärse puidutootmispotentsiaaliga ning peamiselt männi juurdekasvu abil on võimalik suurendada siirdesoometsa produktiivsust kuni kolme boniteediklassi võrra (Kibe ja Kollist, 1965).

Kuivendamisel rajatakse märgalale kuivenduskraavide võrgustik, mille iseloom sõltub lokaalsest turbalasundist ja kuivendamise eesmärgist. Vähelagunenud turbalasundiga metsaaladel on eesmärgiks alandada vee taset maapinnast arvestades vähemalt 35-40 cm sügavuseni (Paal, 2011). Liigniiskuse vähenemisel pääseb mulda rohkem hapnikku, selle mõjul hakkab turvas lagunema ja soomets muutub pikkamisi kõdusoometsaks (E. Lõhmus, 2004). Kui loodusliku siirdesoometsa peapuuliigiks on mänd, siis kuivendamise järgselt võib puistusse lisanduda harilik kuusk (*Picea abies*), nii et raieküpsuse saavutamise ajaks võib kuusest saada peapuuliik. Kuuse lisandumisega puistusse kaasneb puistu tiheduse suurenemine. Kui kuivendatud siirdesoometsas teostada lageraie, siis loodusliku uuenduse käigus hakkab alal kasvama kask (Kibe ja Kollist, 1965). Männienamusega soometsades on täheldatud esimese metsapõlvkonnas puistu eri rinnete liigirikkuse ning liikide arvukuse suurenemist, samuti puude suurusjaotuse mitmekesisustumist kuivenduse mõjul (Hotanen, Maltamo ja Reinikainen, 2006).

Kuivendamine avaldab märkimisväärset mõju märgala linnustikule. Näiteks selgus viie Põhja-Euroopa riigi (Rootsi, Norra, Soome, Eesti, Läti) andmetele tuginenud koonduringust, et turbalasundiga märgalade linnustiku üldarvukus langes aastatel 1981-2014 kokku 40 protsenti, seejuures oli languse peamiseks põhjuseks just kuivendamine. Tulemus näitab, et suuremas mahu kaitsealade loomine märgaladele ja kuivendatud alade taastamine on vajalik (Fraixedas jt, 2017). Kanadas on samuti leitud, et kuivendamisest tingitud soometsa degradeerumine ja puistu tihedamaks muutumine vähendavad soolindude arvukust (Lachance, Lavoie ja Desrochers, 2016). Kuigi kuivenduse mõju soometsa spetsiifilistele liikidele on negatiivne, ei pruugi linnustiku üldnäitajates suuri muutusi toimuda, kuna kuivendatud metsades võib suurened generalistlike liikide nagu metsvint ja salu-lehelind arvukus (Väisänen ja Rauhala, 1983).

Hinnanguliselt vähenes peamiselt metsandusliku ja põllumajandusliku kuivenduse ning tööstuse tõttu aastatel 1950-1990 Eesti turbaalade pindala 1 033 800 hektarilt 310 000 hektarile. Sealhulgas langes samal perioodil puis-siirdesooda ja siirdesoometsade pindala peamiselt metsandusliku kuivenduse tõttu 151 800 hektarilt 8000 hektarile (Paal, 2011). Kuivendamisest tuleneva ulatusliku



degradeerumise leevendamiseks on püütud soid taastada, kuid soometsade osas on teadmisi ja kogemusi vähem kui lagesoode puhul. Peamised taastamismeetodid on Eestis olnud erinevad raietöötused ning kraavide sulgemine. Kuna seiremeetodid ja seirekavad on alles loomisel, siis ei ole veel hinnatud taastamistööde tulemuslikkust (Keskkonnaministeerium, 2015a). Küll on püütud Soomes puistu harvendamise ja kraavide sulgemise abil siirdesoometsi taastada. Täheldati, et veetase taastus kiiresti pärast kraavide sulgemist looduslikule tasemele. Taimekoosluses kahe aasta jooksul suuri muutusi ei toimunud, kuid see võis tuleneda liiga lühikesest ajast ja asjaolust, et kuivenduse mõjul ei olnud taimekooslus võrreldes loodusliku kooslusega väga palju muutunud (Laine jt, 2011).

## **1.2 Linnud soometsade taastamise eesmärgi ja indikaatorina**

Linnud on ökosüsteemide taastamise edukuse hindamiseks hea organismirühm, kuna ühe meetodiga on võimalik korraga tuvastada palju liike (Hutto, 1998). Ka linnuliikide eristamine välitingimustes on mitmete teiste organismirühmadega võrreldes lihtsam (Reeder ja Wulker, 2017). Eri linnuliikide esinemine on üsna hästi seostatav taimekooslusega, mis tähendab, et linnukooslused on tundlikud metsa struktuuri suhtes ning selle poolt tugevalt mõjutatud (MacArthur ja MacArthur, 1962). Linnud on taastamise ökoloogiliste komponentide uurimiseks sobiv mudel ka seetõttu, et neil on ökosüsteemis oluline roll nii toiduahela erinevates lülides, teiste liikide leviku toetamisel kui elupaikade loomisel (Wenny jt, 2011). Nendest teguritest lähtuvalt võiksid linnukooslused sobida ka siirdesoometsade taastamise uurimiseks. Linnukoosluste muutumist taastamistöötluse järgselt on võimalik uurida erinevate kriteeriumite põhjal. Mitmetes uuringutes on kasutatud lindude arvukust (nt Cahall, Hayes ja Betts, 2013; Hutto, Flesch ja Fylling, 2014), levinud kriteeriumid linnukoosluste taastamise edukuse hindamiseks on ka koosluse koosseis, asustustihedus ning liigirikkus koosluses (nt Kalies, Chambers ja Covington, 2010; Hutto jt, 2014; Rankin ja Perlut, 2015).

Mitmed märgaladel tegutsevad linnuliigid kuuluvad EL Linnudirektiivi I Lisasse (Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 2009/147/EÜ, 2010). Siirdesoometsades elab ohustatud ja kaitseväärtuslikke linnuliike, kelle seisundi jälgimine ning kaitsetegevuste rakendamine on looduskaitse eesmärgina põhjendatud. Siirdesoometsade tunnusliik metssis (Eestis II

kaitsekategooria, Linnudirektiivi I Lisa) on aga kuivendamisest tugevalt mõjutatud (Keskkonnaministeerium, 2015b).

### **1.3 Seni tehtud uuringud haudelinnukoosluste taastamisest soometsades**

Käesolevas magistritöös vaadeldakse haudelinnustikku ning käsitletakse valdavalt parasvöötmes tehtud uuringuid.

Kuna soometsade kuivendamine toob kaasa veetaseme alanemise (Paal, 2011) ja põhjustab muutusi puistus eelkõige juurdekasvu, tiheduse suurenemise ning struktuuri muutumise näol (Kibe ja Kollist, 1965), on kuivendamise tulemusena tekkinud kõdusoometsa loodusliku seisundi taastamiseks põhjendatud kuivenduskraavide sulgemine veetaseme taastamiseks ning raiumine puistu harvendamiseks (Laine jt, 2011). Seni pole läbi viidud uuringuid, kus käsitletakse raiumise ja kraavide sulgemise samaaegset mõju linnustikule, seega on järgnevalt vaatluse all uuringud, kus on käsitletud kummagi taastamistöötluse mõju eraldi. Seejuures on peamiselt uuritud raiete mõju arumetsades.

Raietest pakuvad taastamise seisukohalt huvi peamiselt harvendusraie ning häilraie. Harvendusraie eesmärgiks on eemaldada puistust väheväärtuslikud puud, andes nii kasvuruumi väärtuslikele puudele ning parandades loodusliku uuenduse tingimusi. Lisaks rakendatakse peamiselt männikutes häilulist kujundusraiet, mille käigus eemaldatakse puid järk-järgult gruppina (Riigimetsa Majandamise Keskus, i.a). Eestis on seaduses sõnastatud ka looduskaitse eesmärgiga kujundusraie, mida rakendatakse paindlikult looduskaitse objekti seisundi säilitamiseks, parandamiseks või taastamiseks (Metsaseadus, 2017).

#### **1.3.1 Harvendusraiate mõju linnukooslustele**

Harvendusraiate mõju linnukooslustele ja liikidele võib olla mitmesugune. Peamiselt on harvendusraiate uuringuid teostatud Põhja-Ameerikas. Koondülevaates Põhja-Ameerika metsade kohta on leitud, et nõrga (0-23% puudest eemaldatud) ja keskmise (33-67% eemaldatud) intensiivsusega harvendus suurendas linnukoosluse mitmekesisust ja liikide arvukust. Intensiivne harvendamine aga mõjus nendele näitajatele negatiivselt, mis võis tuleneda asjaolust, et mõõtmised tehti liiga lühikese perioodi jooksul (1-4 aastat) pärast raiet. Kuigi mitmekesisus võis harvenduse järel tõusta, on oluline pöörata eraldi tähelepanu haruldastele liikidele, kellele võib

mõju olla vastupidine (Verschuyl, Riffell, Miller ja Wigley, 2011). Teises koonduringus tõdeti, et väiksema diameetriga puude eemaldamine okasmetsades suurendas värvuliste üldasustustihedust. Seejuures polnud 4 aastat pärast raie maapinnal toituvate liikide asustustihedus muutunud ja õhus, puuvõras ning tüvel toituvate liikide asustustihedus oli kasvanud, vähenes ainult kahe liigi arvukus (Kalies jt, 2010). Hilisemates üksikuuringutes on näiteks istutatud metsade looduslikumaks muutmisel mõõduka ja intensiivse harvendamise abil leitud, et eri linnuliigid reageerivad muutusele 15-aastase ajaperioodi jooksul erinevalt. Esines liike, kellele arvukus esialgu langes, kuid pikema ajaperioodi jooksul kasvas. Peamiselt alustaimestikuga seotud liikide arvukus tõusis kogu vaadeldud perioodi jooksul, häiringu-lembeste liikide arvukus tõusis raiumise järgselt, kuid langes siis märkimisväärselt pikema aja jooksul. Tulemustest järeldati, et kui raie on möödas vähem kui kuus aastat, on keeruline linnukoosluse pikemaajalise kujunemise osas hinnanguid anda. Samuti tõdeti, et ei ole olemas sellist majandamisvõtet, mis soodustaks ühtviisi kõiki liike (Cahall jt, 2013). Harvendusraie erinevat mõju liikide lõikes on näidatud ka lühiajalisele mõjule (1-3 aastat) keskendunud uuringus, kus nelja liigi arvukus tõusis, kuid kahe metsaservi vältiva liigi arvukus langes. Enamiku liikide arvukus ja ka liigirikkus aga kontrollalal ning harvendusjärgses metsas ei erinenud (Rankin ja Perlut, 2015). Lisaks on püütud harvendusraiega taastada vana metsa taolist metsa ning selgus, et kahe aasta möödumisel raie ei olnud linnukoosluse struktuur muutunud (Hutto jt, 2014). Ainsas sellekohases võrdluses Eesti metsadest leiti, et harvendus eri metsatüüpides ei mõjuta lindude asustustihedust, kuid vähendab mõnevõrra liigilist mitmekesisust (A. Lõhmus, 2004).

### **1.3.2 Häilraiate mõju linnukooslustele**

Arvukalt on uuritud ka häilude raiumise mõju linnukooslustele. Põhja-Ameerika uuringutele keskendunud ülevaates on leitud, et häilude tekitamine metsa pigem suurendab liigirikkust ja liikide arvukust. Uuringus vaadeldi ka häilu suuruse mõju ja leiti, et liigirikkust häilu suurus ei mõjuta, kuid üldarvukusega oli häilu pindalal positiivne korrelatsioon (Forsman jt, 2010). Samuti leiti Põhja-Ameerikas, et 20 aastat pärast raie töötlusi oli raie mõju linnukooslusele pigem neutraalne: koosluse liigirikkus tõusis vähesel määral, kuid kõigi 28 liigi arvukus oluliselt ei muutunud. Veidi kasvas varajase suktsessiooni staadiumi liikide arvukus, samas säilis vanale metsale omane linnukooslus. Autorid lisasid, et nii pikaajalise uuringu puhul võivad

linnukooslusele mõju avaldada lisaks raiele ka mingid muud muutuvad elupaigatingimused (Campbell, Witham ja Hunter, 2007).

Häilude raiumise mõju linnustikule on uuritud ka Põhja-Euroopas. Nii jõuti Soome boreaalsete metsade uurimisel järeldusele, et 0,2-1,8-hektariliste häilude loomine ei suurenda lindude liigirikkust ning üldarvukust (Forsman, Reumanen, Jokimäki ja Mönkkönen, 2013). Rootsi boreaalsetes metsades uuriti häilude raiumise mõju ning selgus, et töötlusel puudus nelja-viie aasta jooksul mõju nii liigirikkusele, liikide üldarvukusele kui ka linnukoosluse koosseisule. Seda seletati asjaoluga, et ligi 20% metsast katnud 0,03 hektari suurused häilud ei olnud piisavalt suured, et meelitada ligi avatumale metsale või servaaladele spetsialiseerunud liike (Versluijs, Eggers, Hjalten, Löfroth ja Roberge, 2017). Kui Põhja-Ameerika parasvöötme metsades näib häilude raiumisel olema linnukooslustele positiivne mõju, siis Euroopa boreaalsetes metsades see mõju puudub, mis võib tuleneda nii metsade kui ka linnukoosluste erinevusest (Forsman jt, 2013).

### **1.3.3 Märgalade veerežiimi taastamise mõju linnustikule**

Leidub üksikuid teadustöid märgalade veerežiimi taastamise ja linnustiku kohta, kusjuures veerežiim on taastatud samuti kraavide sulgemisega. Puuduvad küll uuringud Eesti soometsadele sarnastes turbalasundiga soodes, kuid Põhja-Ameerikas soo-lehtmetsades on leitud, et hooajaliselt üleujutatavate metsade veetaseme taastamisel puudus mõju linnustiku mitmekesisusele (Hoover, 2009) ning samasuguste elupaikade taastamine ei andnud tulemust ka kahekümne viie aasta möödumisel – taastatud veetasemega alade linnukooslus ei olnud endiselt saavutanud looduslike alade seisundit ja mitmekesisuse kasv alal tulenes pigem liikide arvelt, kes ei olnud selle elupaiga spetsialistid (Reeder ja Wulker, 2017).

### **1.4 Magistritöö eesmärgid**

Käesoleva magistritöö fookuses on kuivendatud ja looduslike siirdesoometsade haudelinnustik ning kuivendatud metsades läbi viidud taastamistöötluste mõju linnustikule. Taastamistöödest on vaatluse all puistu hõrendamine harvendusraietega ning veetaseme tõstmine kraavide sulgemise abil. Püstitatud on kolm uurimisküsimust:

1. Kuidas mõjutavad harvendusraiate ulatus ja veetaseme tõstmine kuivenduskraavide sulgemise abil kuivendatud soomännikute lindude asustustihedust, liigirikkust ja mitmekesisust ning millised on seejuures muutused liikide arvukuse lõikes? Küsimusele vastamiseks teostati linnuloendused kuivendatud siirdesoomännikutes vahetult enne ning 3-4 aastat pärast taastamistöölusi.
2. Kuidas mõjutab kuivendamise intensiivsus siirdesoometsade linnustiku asustustihedust, liigirikkust ja mitmekesisust? Küsimusele vastamiseks tuvastati magistritöö raames ka looduslike siirdesoometsade alad Eestis ning teostati linnuloendused valitud aladel, mis omakorda võimaldas võrrelda kuivendatud ja looduslike siirdesoomännikute linnukooslusi.
3. Eelneva kahe küsimuse ühendamise võimaldab kokkuvõttes vastata ka küsimusele, kui sarnane on taastamistöõde järgne soometsade linnustik looduslike siirdesoometsade linnustikule ja kas linnustiku põhjal saab väita, et taastamistööd muudavad kõdusoometsi sarnasemaks looduslikele siirdesoometsadele.

## **2. Materjal ja metoodika**

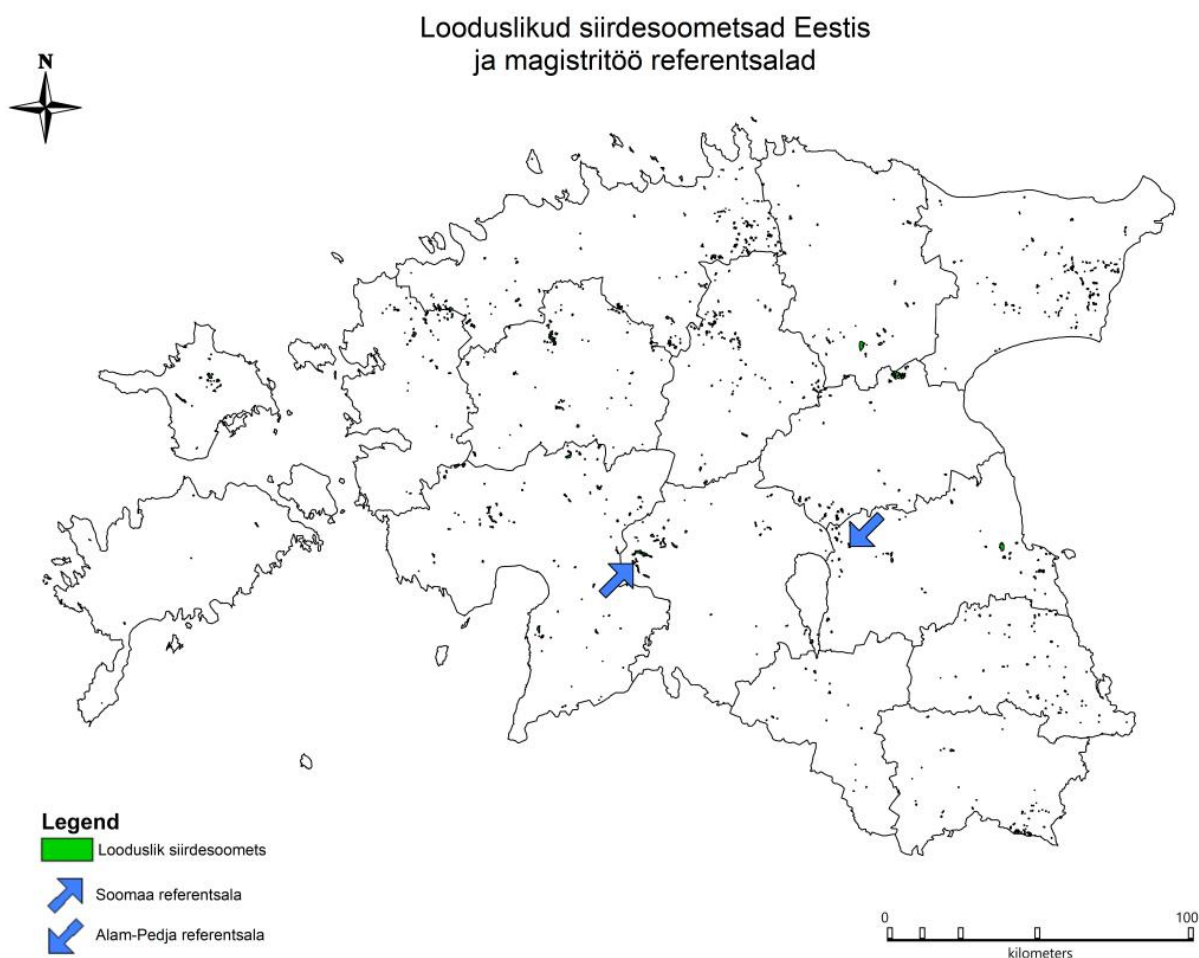
### **2.1 Taustsüsteem ja uurimisalade valik**

#### **2.1.1 Eesti looduslike siirdesoometsade kaardi loomine võrdlusalade tuvastamiseks**

Käesoleva magistritöö võrdlusalade määramiseks loodi Eesti looduslike siirdesoometsade kaardikiht. See piiritleb oluliste kuivendustunnusteta siirdesoomullal asuvad vähemalt 10-hektarilised metsad, mis paiknevad vähemalt 20 m kaugusel lähimast kraavist ja mitte kaugemal kui 100 m sama biotoobi tuumalast. Kasutati MapInfo Discover 2016 Bundle programmi ning sisendina Maa-ameti hallatavaid geoinfoandmeid (metsaregister, Eesti mullastiku kaart, Eesti põhikaardi puistute kiht, Eesti vooluveekogude kaart). Tööprotsessis:

- 1) tuvastamaks alasid, kus kasvab siirdesoomets, leiti mullastiku kaardi siirdesoomuldade ja Eesti põhikaardi puistute ühisosa. Seejärel tuvastati metsaregistri järgi siirdesoometsaks ja teisteks kasvukohatüüpideks takseeritud eraldised. Viimastest eemaldati kaardilt metsaalad, mis olid takseerimise andmetel kõdusoostunud (KS; MO; JO) või ebatäpselt takseeritud (kõik muud metsaalad peale madal soo ja raba, mis võivad olla siirdesoometsade üleminekud). Kaardile jäid esmaselt ka kõik metsad, mis asusid siirdesoomuldadel, kuid ei olnud takseeritud;
- 2) seejärel hakati mullakaardi põhjal eemaldama piirkondi, kus oli kuivendamisele viitavate omadustega mullalõimis. Selleks eemaldati kaardilt esmalt kõik polügoonid, mille lõimis sisaldas ainult tugevasti kõdunenud turvast. Siis kustutati lisaks kõik polügoonid, mille lõimis vastas järgnevatele kriteeriumitele: on S&+esineb t#, on S&&+esineb t#>5, on S&&&+esineb t#>10 (S& ja S&& - väga õhuke ja õhuke siirdesoomuld, S&&& - sügav siirdemuld; arvud väljendavad sügavust sentimeetrites). Alad, kus sügavused olid teadmata, jäeti alles;
- 3) metsade takseerkaardilt eemaldati need siirdesoometsaks takseeritud eraldised, mis olid takseerikirjelduse andmetel kuivendatud (KUIVENDATU=1);
- 4) Eesti vooluveekogude kaardi kraavide ümber tehti 20-meetrine puhver ning eemaldati need puhveralad siirdesoometsade kaardilt. Kuna Eesti märgaladel on kuivenduskraavi mõju ulatuseks hinnatud 10 kuni isegi 250 m (Paal, Jürjendal, Suija ja Kull, 2016), on tegu pigem vähe konservatiivse hinnanguga. Puhvri loomisega tekkis palju killustunud polügoone, millest terviklike soometsade eristamiseks rakendati kaardile 100 m ulatuses negatiivne puhver (st jäeti alles ainult alad, millel oli olemas koht, kust loodusliku ala servani on veel vähemalt 100 m);

5) valitud aladel taastati 100-meetrine servaala ning linnuloenduste planeerimiseks eemaldati kõik alad, mis olid väiksemad kui 10 ha. Pindalapiirang tulenes uurimistöös kasutatavast meetodist (Lõhmus ja Rosenvald, 2005), mille kohaselt on < 5 ha suurustel aladel risk lindude liikuvuse tõttu lugeda koosluse osaks ka piirnevatest kooslustest pärit linde. Piisavalt suuri metsatükke oli kokku 483 kogupindalaga 12 681 ha, mille hulgast valiti kolm järjepidevate metsadega ala magistritöö võrdlusaladeks (joonis 1).



**Joonis 1.** Kaart – looduslikud siirdesoometsad Eestis ja magistritöö võrdlusalad. Metsaregistri, Eesti mullastiku kaardi, Eesti põhikaardi puistute kihi ning Eesti vooluveekogude kaardi põhjal tuvastatud looduslikud siirdesoometsad, mille pindala on vähemalt 10 ha. Võrdlusaladeks valitud metsad paiknevad siniste noolte otspunktides.

### 2.1.2 Soomaa uurimisalad

Magistritöö eksperimentaalsed andmed on kogutud magistritöö autori ja Asko Lõhmuse poolt Öördi ja Kikepera raba ümbruse katsealadelt. Soomaa uuringuala katab kokku 3 km<sup>2</sup>, kus kahe erineva maastiku (Vanaveski, Räksi) kuivendatud siirdesoometsades paiknevad 8 paaridena asetsevat (maksimaalne kaugus 0,9 km) ala, millel omakorda on 64 alamala, millel on tehtud erinevat tüüpi raietöötlusti ja suletud kraavid (joonis 2). Katsealadel teostati 2013. ja 2014. aastal eksperimendieelsed mõõtmised. Seejärel teostati aladel vahemikus 2014-2016 taastamistöötlusted: raietööd 2014/2015 talvel ning kraavide sulgemine 2015/2016 talvel (joonis 3). Raietöötlustest rakendati alusmetsa eemaldust, häilulist kujundusraiet (häiluline harvendus 50 protsendi ulatuses kogu metsa pinnast, lisaks alusmetsa ülepinnaline eemaldus) ning ülepinnalist harvendusraiet. Keskmiselt oli harvenduste väljaraie 20-30 protsenti ülarindest. Veetaseme tõstmiseks suleti kuivenduskraavid kuni 15 m pikkuste pinnasepaisudega ning kraavid täideti võimalikult suures ulatuses turbaga. Raietöötluste pindala varieerub vahemikus 2,3-8,1 ha ning need paiknevad taastatud veerežiimiga alade (11-27 ha) sees viisil, et igal alal esinevad kõik kolm raietöötlustega ala ja kontrollala (Lõhmus jt, 2017).

Kontroll	Harvendusraie
Alusmetsa eemaldus	Häiluline kujundusraie

Kontroll	Harvendusraie
Alusmetsa eemaldus	Häiluline kujundusraie

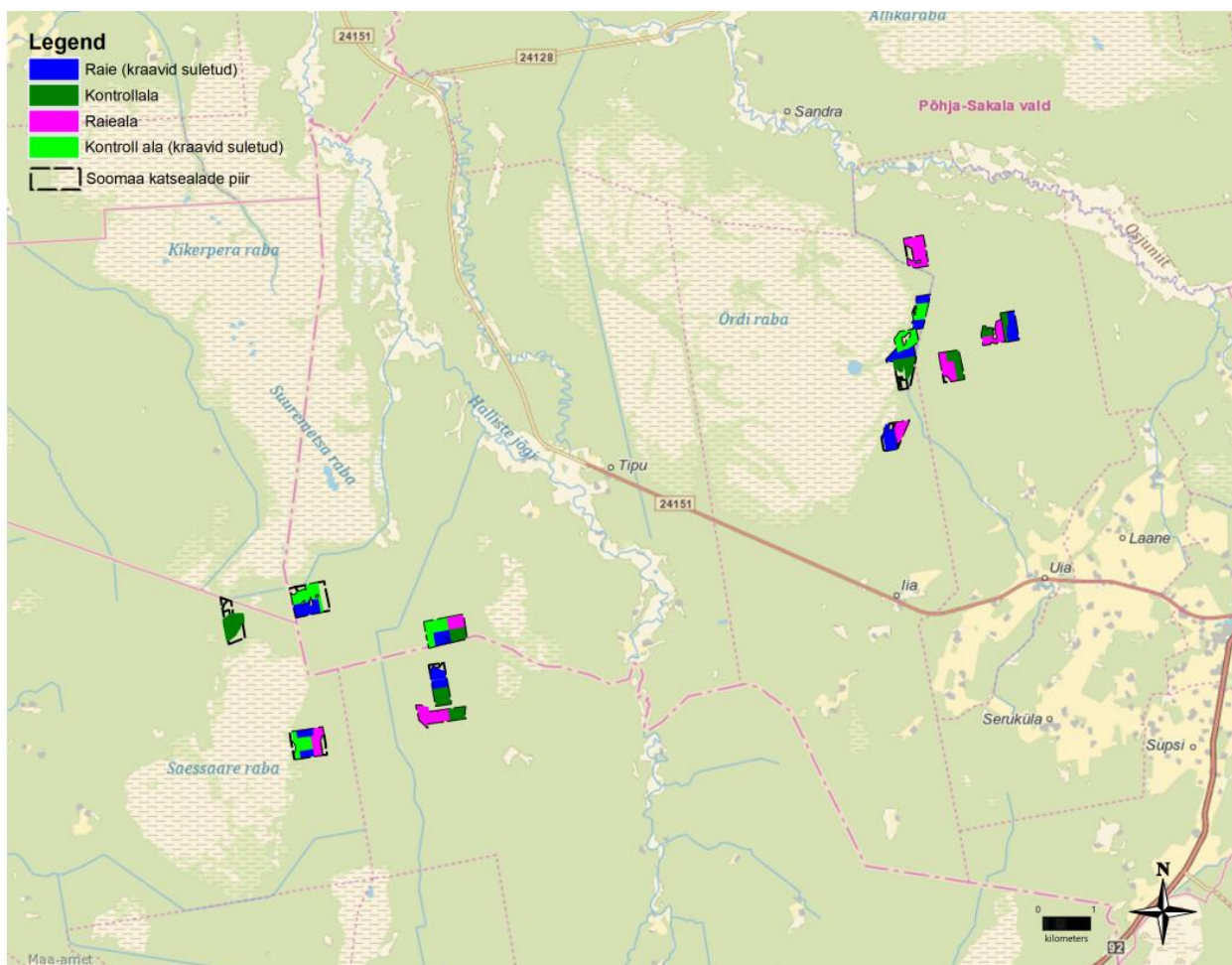
**Joonis 2.** Soomaa uurimisalade taastamistöötluste süsteem. Kummaski plokis on tehtud raietöötlusti viisil, et esindatud on kolm raietüüpi ja kontrollala. Ühes plokis (sinine) on lisaks suletud kraavid. Raietöötluste pindala on 2,3-8,1 ha, kogu ploki pindala 11-27 ha, paaridena paiknevate plokkide omavaheline kaugus kuni 0,9 km.



Olemasolevate katsealade põhjal piiritleti magistritöö eesmärkidele vastavad uued alad, mille tingimuseks oli linnuloenduste metoodikast tulenev >5 ha suurune miinimumpindala. Raiumise ja kraavide sulgemise mõju uurimise analüüsi jaoks grupeeriti alad harvendusraie osakaalu ja kraavide sulgemise põhjal. Nii eristati nelja tüüpi alad: 1) kontrollalad, kus ei ole teostatud ei raieid ega kraavide sulgemist, 2) alad, kus on ainult suletud kraavid, 3) raiealad, kus on teostatud ainult erinevat tüüpi raieid, 4) alad, kus on teostatud nii raieid kui suletud ka kraavid (topelttöötusega alad). Alade grupeerimisel ühendati alusmetsa eemaldusega alad raiumata aladega, sest alusmetsa eemalduse puhul ei toimunud ülarinde harvendamist. Sõltuvalt raietöötusega alade paigutusest katsealade sees oli võimalik osadel aladel liita alusmetsa eemaldusega ala kontrollalaga ning hälluline kujundusraie ja harvendusraie eraldiseisvateks plokkideks (joonis 4). Kõikidel katsealadel ei olnud selline grupeerimine võimalik ning kogu ala arvestati kui ühte tervikut. Sellise grupeerimise käigus tekkisid erineva harvenduse osakaaluga (0%-78%) alad. Lisaks on oluline märkida, et kraavide sulgemisel puhastati need taimestikust ning tammide ehitamisega kaasnes väikeses mahus kraaviäärset raiet.



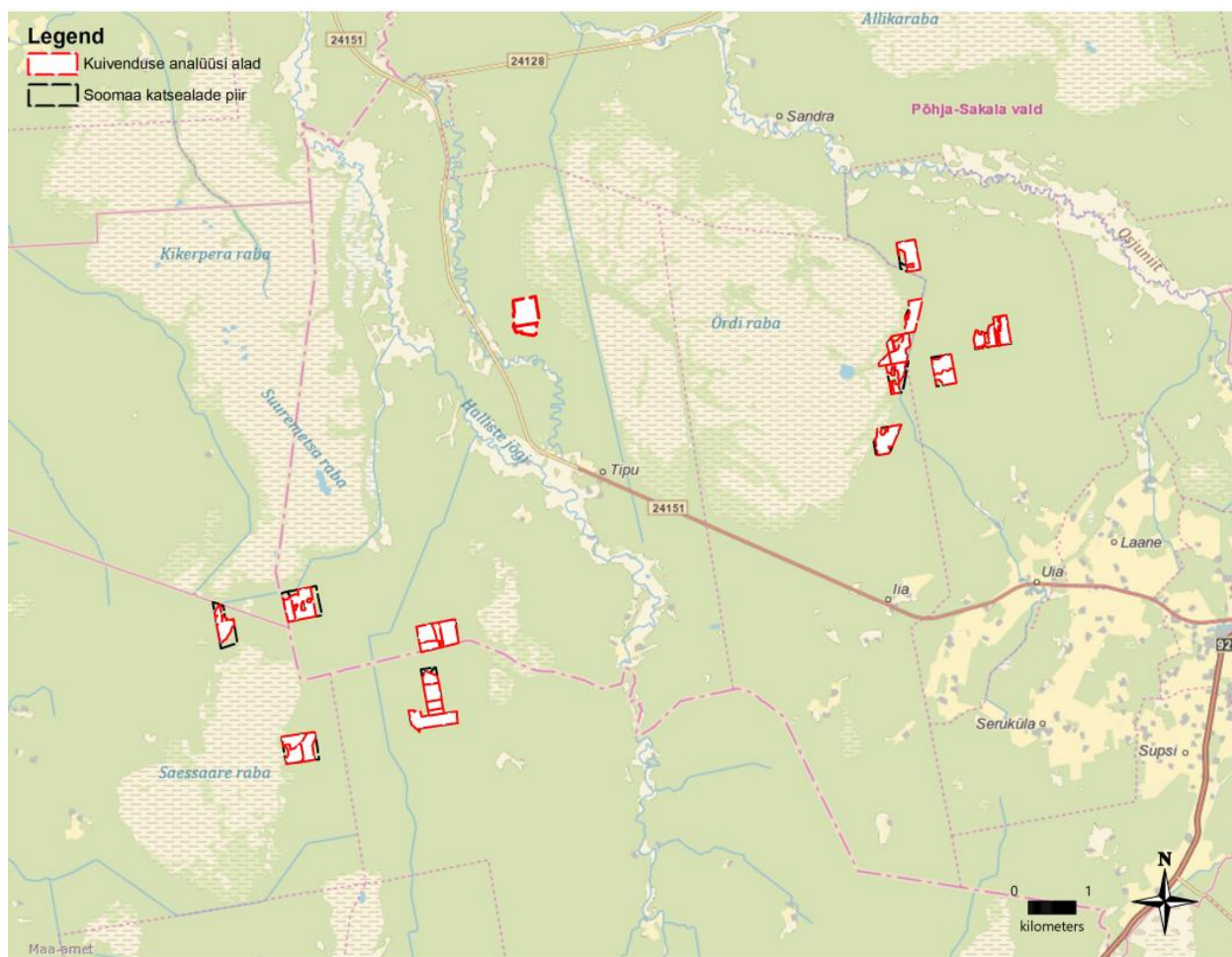
**Joonis 3.** Fotod Soomaa uurimisaladelt vahetult pärast taastamistöötuse teostamist. Vasakul suletud kuivenduskraav (2016) ja paremal harvendusraie (2015). Fotod: A. Lõhmus.



**Joonis 4.** Soomaa uurimismaastikud ja -alad. Ida pool Vanaveski, lääne pool Räksi maastik.

Kuivendamise intensiivsuse analüüsi jaoks piiritleti alad teisiti (joonis 5), tuginedes 2013.-2014. aasta loendusandmetele ning võrdlusaladele. Eesmärgiks olid võimalikult suured ja terviklikud alad, lähtudes viie hektari reeglist. Alade piiritlemisel võeti arvesse ka puistu vanust, et saavutada selle tunnuse osas võimalikult homogeensed alad. Kui pindalapiirang võimaldas ning puistu oli ebaühtlase vanusega, jaotati katsealad mitmeks alamalaks, juba ühevanuse puistuga alad aga jäid kasutusse esialgsetes välispiirides. Soomaa ja Alam-Pedja võrdlusalasid kasutati esialgsetes piirides.

Kolmandas analüüsis kasutati tööstuste mõju uurimiseks piiritletud alasid ning lisaks võrdlusalasid.



**Joonis 5.** Kuivendamise intensiivsuse uuringuks piiritletud alad. Lisaks Soomaa katsealadele on kaardil näidatud ka Soomaa võrdlusalad.

## 2.2 Lindude loendamise metoodika

Linde loendati topeltkaardistamise meetodil, mille käigus kaardistatakse kõik alal eeldatavasti pesitsevad linnud kahel loenduskäigul, millest kumbki hõlmab ühte varahommikust ning ühte pärastlõunast või õhtust loendust. Viimane võimaldab registreerida ka neid linde, kes võisid hommikul olla alast väljas toitumas või jäid mingil muul põhjusel märkamata. Meetodi kohaselt tehakse igal alal üks selline topeltloendus maikuu esimeses pooles ning teine loendus 25. maist kuni 10. juunini. Nii saab iga loendusala kaetud nelja vaatluskorraga ning arvestatakse ka liikide erinevat pesitsusaega. Et lindude arvukushinnangud oleks täpsemad, lisatakse kaardile hilisema tõlgendamise lihtsustamiseks ka vahetult alade servas olevad isendid (Lõhmus ja Rosenvald, 2005). Loendusjärgsete kokkuvõtete tegemisel leitakse lindude arvukus alal nii, et võetakse liikide kaupa ühe loenduse maksimaalne tulemus ning lisatakse sellele paarid, kes teistel loenduskordadel olid selgelt erinevates asukohtades. Igale haudepaarile omistatakse väärtus „1“, servaaladel sissevälja liikuvad isendid või suure koduterritooriumiga isendid saavad väärtuse „0,5“. Ülelendavaid isendeid ei arvestata (Lõhmus, 2017).

Topeltkaardistamise meetodil teostasid A. Lõhmus 2013. ja 2014. aasta mais-juunis (taastamiseelse olukorra jäädvustamine) ning magistritöö autor 2019. aasta mais-juunis katsealadel linnuloendused. Magistritöö autor teostas 2019. aasta mais-juunis loendused ka võrdlusaladel Soomaal ja Alam-Pedja looduskaitsealal. Taastamiselsete loenduste puhul esines alasid, kus nelja vaatluskäigu asemel viidi kehva ilma või ressursside puudumise tõttu läbi kaks või kolm vaatluskäiku, 2019. aasta loenduskäikudel viidi igal katsealal ja võrdlusaladel läbi neli vaatluskorda. Kõik vaatluskäigud teostati tingimustes, kus puudusid lindude loendamist raskendavad ilmastikufaktorid nagu vihm või tugev tuul.

## 2.3 Vaatlusandmete tõlgendamine ja keskkonnaparameetrite määramine

Välitööde käigus nelja vaatluskorra käigus kogutud andmete kokkuvõte (arvestatud paaride tsentroidid) digitaliseeriti programmis MapInfo. Digitaliseerimisel loeti lähestikku paiknevad sama liigi vaatlused üheks paariks (territooriumiks). Servaaladel korduvesinenud vaatlustele anti poole paari väärtus, kuna polnud kindel, et paari territoorium oli täies mahus katsealal, samuti omistati poole paari väärtus teatud liikide ühekordsetele vaatlustele (nt kaelustuvi (*Columba balumbus*), metskurvits (*Scolopax rusticola*)). Eri loendusaastate jooksul kogutud andmepunktid



digitaliseeriti ja tõlgendati töö autori poolt samal meetodil. Kuna üks inimene tõlgendas ka teise vaatleja linnuloenduse andmeid, mille puhul tõlgendajal puudus iga paberkaardil oleva andmepunktiga seotud vaatluskogemus, võrreldi magistritöö autori 2013. ja 2014. aasta andmete tõlgendust originaalvaatleja tõlgendusega. Selgus, et üksikute alade puhul esines küll eriti asustustiheduses kõikumisi, kuid üle kõigi alade keskmistes suurt erisust polnud. Magistritöö autori tõlgendustes olid asustustihedused keskmiselt  $2,8\% \pm 4,0\%$  suuremad, liike oli  $4,4\% \pm 4,0\%$  vähem ja Shannoni mitmekesisuse indeksid  $1,6\% \pm 1,9$  väiksemad. Nii kasutati töös läbivalt magistritöö autori tõlgendusi.

Kolme erineva analüüsi jaoks moodustatud alade kohta koostati kokkuvõtlikud andmetabelid lindude arvukuse, liikide arvu ning asustustihedusega. Seejuures jäeti andmetabelitest välja liigid kägu (*Cuculus canorus*), öösorr (*Caprimulgus europaeus*), kanakull (*Accipiter gentilis*), ronk (*Corvus corax*), musträhn (*Dryocops martius*) ja laanerähn (*Picoides tridactylus*), kuna nende liikide puhul oli keeruline tuvastada pesitsemist katseala sees või loendusmetoodika oli erinev. Raie mõju analüüsimiseks arvutati igale alale harvenduse pindalaline osakaal. Kuivendamise intensiivsusele keskenduva võrdleva analüüsi ja koosluste koosseisu analüüsi jaoks arvutati kraavitiheus (km/ha), puistu vanus (aastates; metsaregister), männi osakaal puistus (metsaregister), paksu siirdesoo- ja rabamulla suhteline osakaal katsealal (Eesti mullastiku kaart) ning tuvastati kuivenduse mõju kestus (a). Kuivenduse mõju kestuse leidmiseks kasutati Maa-ameti ortofotosid, seejuures anti piisava hulga ortofotode puudumise tõttu ligikaudne hinnang. Eri analüüside aladele arvutatud keskkonnatunnuste väärtused on esitatud lisas 1.

## 2.4 Andmeanalüüs

Andmeanalüüs viidi läbi programmide Statistica 13 ja PC-Ord abil. Soomaa eksperimentaalade enne-pärast erinevusi testiti mitmefaktorilise lineaarse segamudeliga (*General Linear Model*). Analüüsi eesmärk oli võrrelda kuivendatud soomännikute linnustiku seisundit enne ja pärast teostatud taastamistöötlusi ning seostada tulemus kahe faktoriga: raie mõju 4 aastat pärast raiet sõltuvalt harvendatud ülarinde osakaalust ning kuivenduskraavide sulgemise mõju 3 aastat pärast sulgemist. Sõltuvateks pidevateks muutujateks olid 2019. aasta asustustiheduse, liikide arvu ja liigilise mitmekesisuse (Shannoni indeks) suhted 2013.-2014. aasta samadesse näitajatesse.

Sõltumatuteks tunnusteks olid analüüsis pideva muutujana harvendusraie protsent ning kategooriliste muutujatena maastik (*random factor*) ja kraavide sulgemine.

Kuivendamise intensiivsuse mõju uurimiseks kasutati samu linnustiku üldnäitajaid sõltuvate muutujatena ning samuti mitmefaktorilist lineaarset segamudelit programmis Statistica. Puistu vanust, männi protsenti puistus, kraavitiheidust ja paksuturbaliste alade osakaalu kasutati analüüsides sõltumatute muutujatena, lisaks tunnus maastik sõltumatu kategoorilise muutujana ja juhusliku faktorina. Et näha, kas maastikust tulenevad erisused on võrdlusalade puhul märkimisväärsed (Alam-Pedja suhteliselt suur kaugus Soomaast), teostati analüüsid esmalt nii Alam-Pedja võrdlusalaga kui ka ilma. Ala väljajätmine ei avaldanud tulemustele kvalitatiivset mõju.

Et võrrelda kuivendatud siirdesoometsade, taastamisalade ja looduslike siirdesoometsade linnustiku liigilisi koosseise, viidi programmis PC-Ord logaritmitud vaatlusandmetega läbi mitteparameetiline multidimensionaalne skaleerimine (NMS, *non-metric Multidimensional Scaling*) (McCune ja Mefford, 1999). Juhuslike vigade vähendamiseks eemaldati ordinatsiooni andmetabelist liigid, keda kohati ainult ühel vaatlusalal. Analüüs seadistati Sorenseni kaugusemõõdiku järgi ning andmetega teostati autopiloot-režiimil 250 tsükli. Aladevahelisi erinevusi mõõdeti mitmese reaktsiooni permutatsiooni (MRPP, *multi-response permutation procedure*) analüüsiga. Lisaks koostati gruppide kohta ka indikaatorliikide analüüs.

## 2.5 Töö autori roll

Võrdlusalade tuvastamise GIS-tarkvara abil, välitööd, andmete tõlgendamise, alade piiritlemise erinevate analüüside jaoks, keskkonnaparameetrite arvutamise ning valdava osa andmeanalüüsist teostas magistr töö autor iseseisvalt, tuginedes juhendaja antud soovitudele ja nõuannetele. 2013.-2014. aasta taastamistööluste eelsed linnuloendusandmed kogus magistr töö juhendaja A. Lõhmus. Andmeanalüüsi programmis PC-Ord aitas teostada loodusressursside õppetooli doktorant Maarja Vaikre.

### 3. Tulemused

#### 3.1 Taastamistöötluste ja kuivenduse mõju haudelinnustiku üldnäitajatele

2019. aasta kordusloendustel ei olnud lindude üldasustustihedus, liikide arv ja mitmekesisus erinevad taastamiseelsetest 2013.-2014. aasta tulemustest (tabel 1). Juhusliku faktorina analüüsi kaasatud maastik (Vanaveski vs Räksi) oli igas neist analüüsides statistiliselt oluline ( $p < 0,01$ ).

**Tabel 1.** Mitmefaktoriline lineaarne segamudel taastamisalade haudelinnustiku koguasustustiheduses, liikide arvus ja mitmekesisuses 2019. aastaks toimunud muutuse ulatuse seletamiseks harvendusraie osakaalu (pidev tunnus) ja kraavide sulgemisega (0, 1) eri maastikes (Vanaveski vs. Räksi; juhuslik faktor).

	df	Asustustihedus $R^2_{adj} = 0,28$ , $p = 0,012$			Liikide arv $R^2_{adj} = 0,19$ , $p = 0,046$			Mitmekesisus $R^2_{adj} = 0,26$ , $p = 0,018$		
		MS	F	p	MS	F	p	MS	F	p
Kraavid	1	12,8	0,01	0,926	463,5	0,3	0,592	82,2	0,4	0,529
Raie%	1	68,9	0,05	0,829	4	0,0	0,96	48	0,2	0,63
Maastik	1	19330,5	13,40	0,001	14358,1	9,1	0,006	2329,9	11,6	0,002
Viga	24	1441,5			1571,8			201,1		

Samas viitasid üksikute liikide loendustulemuste kõikumised linnustiku koosseisu muutumisele raie ja kraavide sulgemise järel (vt ka ptk. 3.2). Taastamistöõde-järgselt oli oluliselt muutunud mitme dominantse värvulise arvukus. Suletud kraavidega aladele ilmusid 2019. aastaks vee- ja soolinnud sinikael-part (*Anas platyrhynchos*), piilpart (*Anas crecca*) ning metstilder (*Tringa ochropus*). Taastamisaladelt kadus täielikult laanepüü (*Tetrastes bonasia*; III kaitsekatsegooria), teiste kaitsealuste liikide väike-kärbsenäpi (*Ficedula parva*; III kategooria), hoburästa (III kategooria) ning metsise (II kategooria) arvukuses olulisi muutusi ei toimunud. Suuremad muutused arvukustes on liikide kaupa esitatud tabelis 2.

**Tabel 2.** Lindude haudepaaride arv kontrollaladel ja taastamisaladel enne (2013/2014) ning pärast (2019) taastamistöötusi.

Liik	Kontrollalad		Taastamisalad	
	2013/2014	2019	2013/2014	2019
Metskiur ( <i>Anthus trivialis</i> )	10	5,5	31,5	55,5
Musttihane ( <i>Periparus ater</i> )	1	0	0,5	5,5
Mets-lehelind ( <i>Phylloscopus sibilatrix</i> )	25,5	21,5	95,5	57
Punarind ( <i>Erithacus rubela</i> )	21	20	68	40
Must-kärbsenäpp ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	3	2	22	10
Porr ( <i>Certhia familiaris</i> )	2,5	3	8,5	4
Laulurästa ( <i>Turdus philomelos</i> )	3,5	2,5	11,5	5
Sinikael-part ( <i>Anas platyrhynchos</i> )	0	0	0	7,5
Piilpart ( <i>A. crecca</i> )	0	0	0	4
Metstilder ( <i>Tringa ochropus</i> )	0,5	1,5	3	14
Laanepüü ( <i>Tetrastes bonasia</i> )	2	1	5,5	0
Metsis ( <i>Tetrao urogallus</i> )	0	1	2	1
Väike-kärbsenäpp ( <i>Ficedula parva</i> )	1	2,5	4	3
Hoburästa ( <i>Turdus viscivorus</i> )	1	2,5	4	3,5

Erineva kraavitiheidusega kuivendatud metsi ning looduslikke siirdesoometsi võrreldes ei leitud kraavitiheidusel statistiliselt olulist mõju linnuliikide arvule ega linnustiku mitmekesisusele (tabel 3). Analooogne mudel kraavitiheiduse ja asustustiheiduse kohta ei olnud statistiliselt oluline ( $R^2_{adj} = 0,31$ ,  $p = 0,065$ ). Juhusliku faktorina analüüsi kaasatud maastik oli liikide arvu ja mitmekesisuse puhul statistiliselt oluline, mis tähendab, et need tunnused erinesid maastike (Vanaveski, Räksi, Mardu, Alam-Pedja) vahel (tabel 3). Lisaks seostus männi osakaal puistus statistiliselt oluliselt linnustiku väiksema mitmekesisusega.

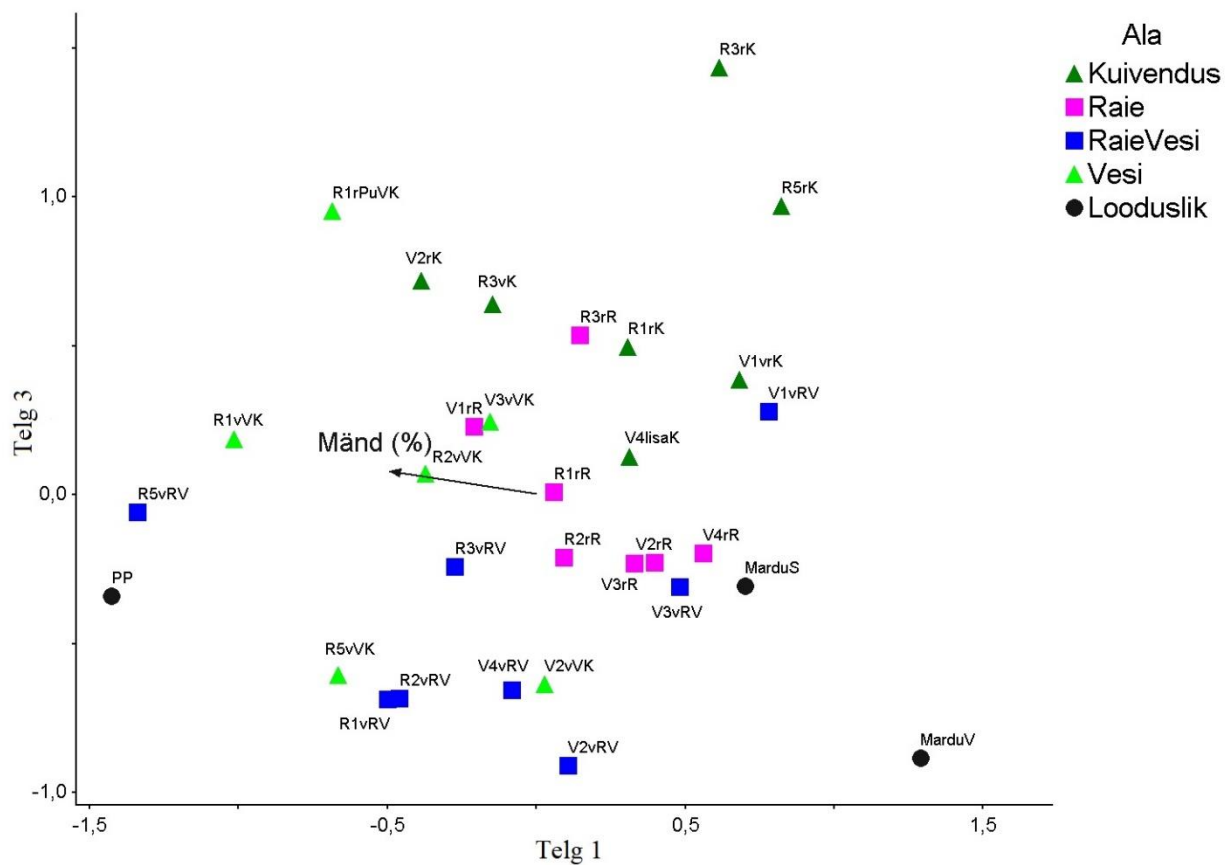


**Tabel 3.** Mitmefaktoriline lineaarne segamudel linnustiku liikide arvu ja mitmekesisuse keskkonnaseoste kohta.

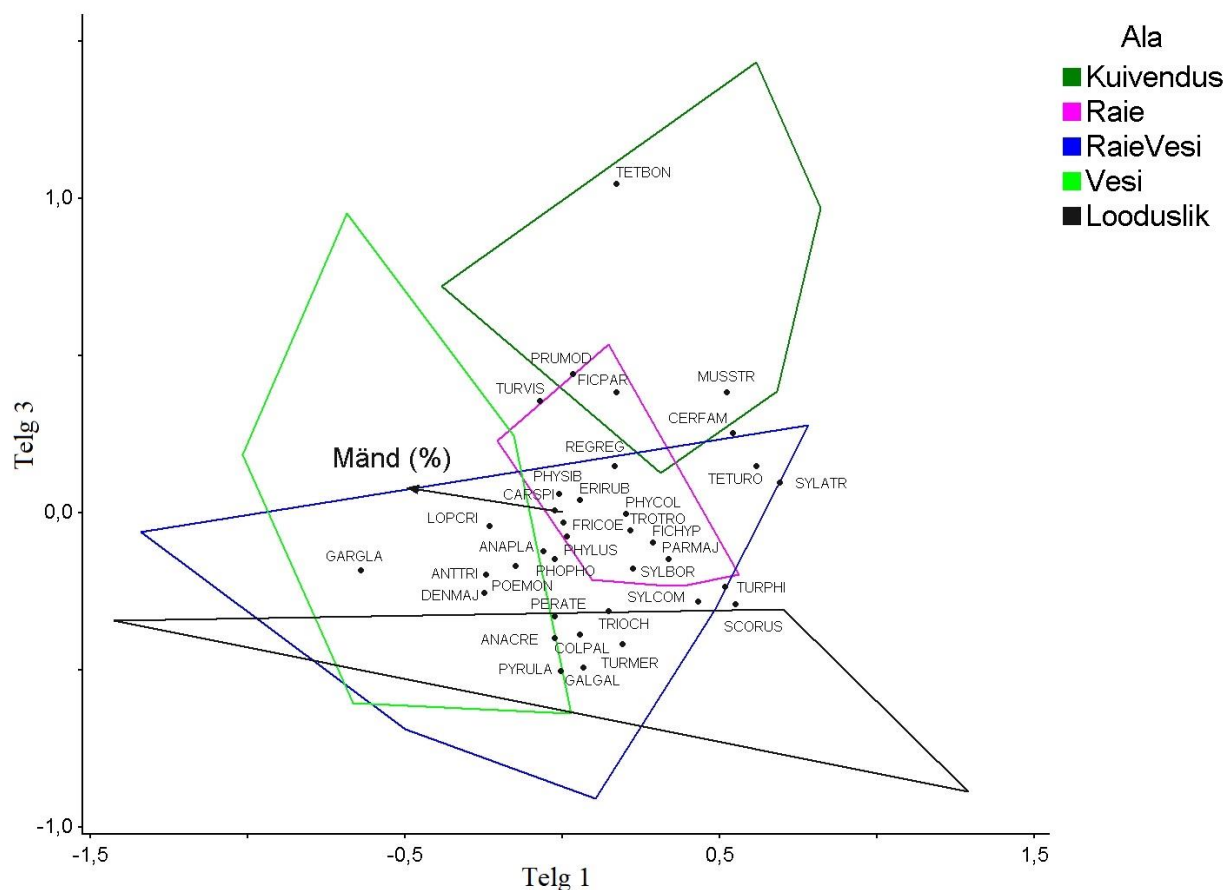
	df	Liikide arv			Mitmekesisus		
		$R^2_{adj} = 0,46, p = 0,018$			$R^2_{adj} = 0,47, p = 0,011$		
		MS	F	p	MS	F	p
Kraavitiheus	1	5,7	0,4	0,544	0,01	0,1	0,712
Mänd%	1	21,5	1,5	0,245	0,3	6,0	0,026
Vanus	1	8,1	0,6	0,469	0,001	0,01	0,911
Paksu turba%	1	41,4	2,8	0,114	0,1	3,0	0,101
LogPindala	1	58,9	4,0	0,064			
Maastik	3	60,6	4,1	0,025	0,3	5,9	0,006
Viga	16	14,7			0,05		

### 3.2 Taastamisalade, kuivendatud ja looduslike siirdesoometsade linnukoosluste koosseis

Kuivendatud siirdesoometsade, taastamistöödega alade ning looduslike siirdesoometsade linnukoosluste ordinatsiooniskeemil eristus selgelt üks esialgu analüüsi kaasatud looduslik võrdlusala (MarduV), mis erinevalt kõrvalolevast (MarduS) asus madalsoomuldadel ning oli kaetud valdavalt sanglepikuga (joonis 6). Ala jäeti suhteliste erinevuste tõlgendamiseks ordinatsiooniskeemile, kuid statistiline analüüs on nii ordinatsiooni kui teiste analüüside puhul esitatud ilma MarduV alata, kuna fookuses olid siirdesoomännikud. Ordinatsioonist nähtub, et männi osakaal puistus on valitud keskkonnaparametritest peamine linnustiku koosseisu mõjutaja. Skeemil on kuvatud 1. ja 3. telg, mis seletasid  $r^2$ -testi põhjal varieeruvusest kõige rohkem (vastavalt  $r^2 = 0,32$  ja  $r^2 = 0,26$ ).



**Joonis 6.** Eri tüüpi alade linnukoosluste paiknemine ordinatsiooniskeemil. Vektorina on esitatud telgedega kõige tugevamini korreleerunud keskkonnatunnus: männi osatähtsus puurindes (1. teljega  $r^2 = 0,33$ ). Alade tähistuse selgitus on esitatud lisas 1.



**Joonis 7.** Liikide tsentroidide ja alade polügoonide paiknemine ordinatsiooniruumis. Liigid koos lühenditega on esitatud lisas 2.

Eri tüüpi alad olid ordinatsiooniruumis selgelt grupeerunud – telg 3 suhtes moodustus gradient, millel ühes servas eristuvad kuivendatud siirdesoometsad, teises servas topelttöötusega alad. Nende vahele jäid alad, kus ainult raiuti või suletudi kraavid. Looduslikud alad paiknesid pigem lähestikku topelttöötusega aladele. Koosluste eristumist kinnitas MRPP test ( $p = 0,008$ ), sh erines kuivendatud siirdesoometsade linnukooslus nii ainult kraavide sulgemisega alade ( $A = 0,04$ ,  $p = 0,006$ ) kui ka topelttöötusega alade ( $A = 0,06$ ,  $p = 0,002$ ) linnukooslustest. Kontrollalade kooslus erines ainult raietöötusega alade kooslustest statistilise olulisuse lähedaselt ( $A = 0,03$ ,  $p = 0,053$ ). Statistiliselt oluliselt erinesid ka raietöötusega alade ning topelttöötusega alade linnukooslused ( $A = 0,04$ ,  $p = 0,018$ ).

Topelttöötusega rabadele lähemal asuvad alad V2vRV, V3vRV ja R2vRV paiknesid ordinatsiooniskeemil kas lähestikku raiealadega (V3vRV) või lähestikku teiste topelttöötusega aladega. Puudub selline topelttöötusega raba-lähedane ala, mis lisaks eraldi suures ulatuses varieeruvust (joonis 6; joonis 7).

Indikaatorliikide analüüs näitas, et liikide kaupa oli usaldusväärseid erinevusi siiski vähe. Statistiliselt oluline või olulisusele lähedal oli kaelustuvi ( $p = 0,023$ ), siisikese (*Spinus spinus*;  $p = 0,070$ ) ja laulurästa ( $p = 0,094$ ) esinemine pigem looduslikes siirdesoometsades ning sinikael-pardi esinemine suletud kraavide ja raiega aladel ( $p = 0,065$ ). Võis näha, et nii raiumine kui veetaseme tõstmine nihutasid linnukooslusi kuivendusala linnukooslustest erinevaks (emma-kumma ja mõlema töötusega alad paiknesid pildil kõik kuivendusala polügoonist eraldi). Seejuures koondusid raiatud alad tunnusruumi keskossa ning kuivendatud siirdesoometsade polügoon oli sellest tunnusruumi keskmost kõige erinevam.

Raietega alade polügoon oli skeemil kõige väiksem ning nendele aladele oli tunnuslik mitmete dominantidest värvuliste nagu metsvint, salu-lehelind, väike-lehelind (*Phylloscopus collybita*), käblik (*Troglodytes troglodytes*), punarind (*Erithacus rubecula*) jne tsentroidid. Kraavide sulgemine näis varieeruvust lisavat (nii raie- kui raiumata alade polügoonid suurenesid) ja tunnusruumi selles osas paiknesid valdava osa mittevärvuliste tsentroidid, sh näiteks tikutaja (*Gallinago gallinago*), metstilder, sinikael- ja piilpart, suur-kirjurähn (*Dendrocopus major*), kaelustuvi. Samuti asetustid sinna mittedominantsete värvuliste nagu tutt-tihane, lepalind (*Phoenicurus phoenicurus*) ja metskiur tsentroidid.

## 4. Arutelu

### 4.1 Linnukoosluste koosseisu muutus taastamistööde järel

Käesoleva magistritöö üheks põhitulemuseks oli, et taastamistööde järel (4 aastat pärast raietöötlusti ning 3 aastat pärast kraavide sulgemist) muutusid kuivendatud siirdesoometsade linnukooslused liigiliselt koosseisult sarnasemaks looduslike metsade kooslustega. Seejuures ainult harvendusraietega alad vähem ning topelttöötlusega alad rohkem (joonis 7). Arvestada tuleb siiski tulemuste esialgsust, sest uuritud on vaid ühel taastamisjärgsel aastal. Samas ei eristunud topelttöötlusega alade polügoon ordinatsiooniskeemil nende alade tõttu, kus kraave suleti tehnilistel põhjustel võrreldavatest raiealadest rabade pool. Järelikult on tõenäoline, et mõju põhjustasid just taastamisvõtted.

Harvendatud alad koondusid ordinatsioonil tunnusruumi keskossa ning olid väiksema aladevahelise varieeruvusega kui topelttöötlusega alad. Sellest paistab, et puistu hõrendamine pigem ühtlustab kooslusi. Järeldusele, et metsade majandamisega kaasneb bioloogiline homogeniseerumine, on jõutud ka Eesti vanade metsade uurimisel (Rosenvald, Lõhmus, Kraut ja Remm, 2011). Ühtlustumist võib selgitada asjaolu, et taastamisraiete käigus eemaldati täies mahus alusmets, mis võis vähendada metsa struktuurset mitmekesisust. Samuti võis ühtlustumisele kaasa aidata puistu harvendamisest tulenenud varieeruvuse kadumine puistu tiheduses (Carey, 2003) ning ka raiete kaasmõjuna õõnelindudele vajalike õõnepuude hävimine või õõnsuste mitmekesisuse vähenemine (Remm, Lõhmus ja Rosenvald, 2008). Raiega samaaegne kraavide sulgemine aga suurendas koosluse varieeruvust, mis viitab sellele, et veetaseme tõusmisega muutusid elupaiga keskkonnatingimused mitmekesisemaks. Kuivenduskraavide sulgemise tõhusust toetab uuring Soome siirdesoometsades, kus lühikese aja jooksul pärast taastamistöid taastus märgalale omane veetase (Laine jt, 2011). Tulemus toetab väidet, et parasvöötme metsades loovad ajutised veekogud unikaalseid elupaiku ning suurendavad seeläbi mitmekesisust metsas (Williams, 2005).

Kuigi kõdusoomännikute linnukoosluse koosseis taastamistööde järel muutus, ei väljendunud see oluliselt linnustiku üldnäitajates – pärast taastamistöid ei olnud lindude üldasustustihedus, liikide arv ja mitmekesisus erinevad enne taastamist täheldatud üldnäitajatest. Sellest järeldub, et linnustiku üldnäitajatest ei piisa taastamise tulemuslikkuse hindamiseks, kuna koosluses võivad toimuda suured muutused sama liikide arvu juures. Nii ka taastamisaladel juhtus – näiteks kadus

laanepüü, kuid tõusis metskiuru arvukus (ptk. 3.1). Ka mitmetes teistes uuringutes on järeldatud, et harvendus- ja häilraied ei põhjusta muutusi linnukoosluste üldnäitajates (Campbell jt, 2007; Forsman jt, 2013; Rankin ja Perlut, 2015; Versluijs jt, 2017). Samuti on Põhja-Ameerika soolehtmetsades leitud, et veetaseme tõstmine ei mõjuta lindude mitmekesisust (Hoover, 2009; Reeder ja Wulker, 2017).

Männi osakaal puistus mõjutas siirdesoometsades linnustiku koosseisu ning selle tunnuse osas moodustus ordinatsiooniskeemil gradient. Kuivendamise järgselt lisandub siirdesoometsa puistusse kuusk ning mets kujuneb hoopis kuuse-segapuistuga kõdusoometsaks (Kibe ja Kollist, 1965), looduslikele siirdesoometsadele on samas omane kõrge männi osakaal puistus (Paal, 2007). Seega kinnitavad magistritöö tulemused, et kõige suuremad muutused linnustikus leiavad kuivendusaladel aset järgmises metsapõlvkonnas. Sama järelduseni on jõutud varem ka soontaimede, sammalde, samblike ning tiguude uurimisel Eesti lodumetsades (Remm, Lõhmmus, Leis ja Lõhmmus, 2013).

#### **4.2 Taastamistööde mõjud indikaator- ja kaitstavatele liikidele**

Koosluste indikaatorliikide analüüsi põhjal jaotusid liigid võrdselt erinevate töötluste vahel. See näitab, et (MRPP testi põhjal statistiliselt olulised) koosluse koosseisu nihked on väikesed, ehkki leidub liike, kellele konkreetne töötlus pakub teatud eeliseid. Üksikute liikide olulisuse tõenäosused alla 0,1 võivad seega olla ka juhuslikud vead. Märkimisväärne tulemus indikaatorliikide analüüsist puudutab hoburästast, keda peetakse looduslike siirdesoometsade tunnusliigiks (Paal, 2007). Liiki esines kõige sagedamini kuivendatud aladel ja seetõttu ei saa nende vaatluste põhjal hoburästast pidada Eestis looduslike siirdesoometsade tunnusliigiks. Teiste siirdesoometsade tunnusliikide metskiuru ja tutt-tihase liikide tsentroidid paiknesid ordinatsiooniskeemil topelttöötlusega alade polügoonis, millest võib järeldada, et neile olid kõige sobivamad just taastamisaladel kujunenud elupaigatunnused.

Kaitsealustest liikidest kadus taastamisaladelt laanepüü. Kuna laanepüü eelistab tiheda alusmetsaga inim- ja raietegevusest pigem puutumata elupaiku (Åberg, Swenson ja Angelstam, 2003) ning muutused metsa struktuuris mõjutavad kanaliste, sh laanepüü pesakondi (Melin, Mehtätalo, Meittinen, Tossavainen ja Packalen, 2016), siis oli laanepüü aladelt kadumise põhjuseks tõenäoliselt alusmetsa eemaldamine raietöötluste käigus. Metsise ja väike-kärbsenäpi

vaatlusi oli vähe ning mõlema liigi arvukus püsis stabiilsena, seetõttu ei ole nende liikide osas üldisemate järelduste tegemine põhjendatud.

#### **4.3 Siirdesoometsade kuivendamine ja taastamine**

Käesolevas töös ei leitud, et kraavide tihedus kuivendusosal seostuks siirdesoometsade linnustiku asustustiheduse, liikide arvu ja mitmekesisusega. Soome märgalade uurimisel leiti samuti, et kuivendamine ei mõjutanud linnustiku üldnäitajaid. Nähtust võib seletada asjaolu, et soometsa spetsialistidest liigid küll taanduvad, kuid suureneb generalistlike liikide arvukus (Väisanen ja Rauhala, 1983). Ent kui Soome uuringus muutus linnukoosluse koosseis, siis selle magistritöö koosluste analüüsi põhjal ei ole kraavitiheus oluliselt seotud ka linnukoosluste koosseisuga, mis võib tuleneda mõju tuvastamiseks ebapiisavast valimist. Seetõttu on jätkuuringutes oluline valimit suurendada.

Märgalade jätkuv taastamine ja kaitse alla võtmine on vajalik (Fraixedas jt, 2017). Siiski on ebaselge, millised taastamismeetodid on Eesti tingimustes parimad ning kuidas taastamise edukust hinnata (Keskkonnaministeerium, 2015a). Magistritöö tulemustest selgus, et taastamisalade haudelinnukoosluste uurimine on üks võimalus taastamise mõju hindamiseks. Leiti, et topelttöölusega alade linnukooslused muutusid looduslike kooslustega sarnasemaks, ühtlasi eristusid kuivendatud alade kooslustest ning kraavide sulgemine lisas aladele rohkem varieeruvust kui ainult raiete teostamine. Seetõttu paistab otstarbekas taastamisvõtteid kombineerida, kuid kahtlemata on oluline uurida ka teistele liigirühmadele avalduvaid ja pikemaajalisi mõjusid.

#### **4.4 Uurimismetoodika ja jätku-uuringute perspektiivid**

Magistritöös kasutati linnuloendusandmeid, mis koguti vahetult enne ning 3-4 aastat pärast taastamistöötlusi. Kuigi tulemused kinnitavad taastamisalade haudelinnukoosluste sarnasemaks muutumist looduslike metsade linnustikuga, võib taastamisest olla möödas liiga lühike aeg, et teha muutustest linnustikus lõplikke järeldusi. Samas on veerežiimi taastumine sellise ajaperioodi jooksul tõenäoline (Laine jt, 2011). Käesolevas töös ei kasutatud samade alade 2016. aasta loendusandmeid, mis näitasid, et raiete mõjul oli katsealade lindude üldasustustihedus ja liikide

arv langenud (Lõhmus, 2017). Seega võis raiete negatiivne mõju olla lühiajaline ning hakkas 2019. aasta loendusteks kaduma.

Otstarbekas on jätkata kordusuuringutega, et paigutada linnukoosluste muutumine pidevale ajaskaalale ja tuvastada mittelineaarset ning liigirühmade lõikes erisugust dünaamikat (Cahall jt, 2013; Rankin ja Perlut, 2015). Näiteks võib varajase suktessioonistaadiumi liikide arvukus häilraiate mõjul esialgu tõusta, kuid seejärel pikema aja jooksul langeda (Campbell jt, 2007).

Jätku-uuringute tegemisel peab võtma arvesse asjaolu, et pika ajaperioodi jooksul võivad kooslusi hakata mõjutama taastamistöödest sõltumatud keskkonnategurid (nt looduslikud muutused puistu struktuuris), mille mõju arvestamine võib osutuda keeruliseks. Lisaks on oluline arvestada, et raietöötluste ja kraavide sulgemise põhifunktsiooniks võib osutuda endiste soometsade degradeerumise ehk kõdusoostumise protsessi peatamine kuivendusaladel (Remm jt, 2019), mitte niivõrd algele lähedase soometsa taastamine. Seetõttu võivad taastamistöötlustele järgnevad esialgsed muutused olla kiired ja loodusliku seisundi suunas, kuid aladel ei pruugi töötluste mõjul looduslik siirdesoomets täielikult taastuda ning taastamisalad võivad kujuneda omamoodi uudseteks ökosüsteemideks.

Käesoleva magistritöö tulemuste tõlgendamisel peaks kriitiliselt arvestama ja jätku-uuringute planeerimisel võimalusel vältima kolme meetodilist probleemi.

1. Magistritöö eri aastate andmed on kogutud kahe eri vaatleja poolt. Kuigi topeltkaardistamise meetod võimaldas loenduste kordamist esialgsel viisil, võib siiski olla andmetes vaatlejast tulenev viga. Samas püüti vältida erisusi andmete tõlgendamisel, kuivõrd kõik loendusandmed tõlgendati magistritöö autori poolt. Jätku-uuringuid peaks vigade vältimiseks teostama senised loendajad ning andmete tõlgendamist võiks eri vaatlejate puhul erisuste vähendamiseks dubleerida. Tulevikus tasuks linnuloenduste ühtlustamiseks kaaluda täiendavalt audiosalvestamise võimalust (Hill jt, 2018).

2. Looduslike võrdlusalade valim vajab laiendamist. Magistritöö valimisse võeti esialgu kahel eri maastikul paiknenud kolm võrdlusala. Üks võrdlusala osutus aga madalsoomuldadel paiknevaks sanglepikuks, mistõttu eemaldati see ala valimist. Kuigi terviklike ja sobiva pindalaga looduslike siirdesoometsade tuvastamine on keeruline, tuleks jätku-uuringute tarbeks laiendada looduslike võrdlusalade valikut ning teostada linnuloendused veel mõnel võrdlusalal. Selleks saab muuhulgas



kasutada käesoleva magistritöö raames loodud GIS-andmetel põhinevat looduslike siirdesoometsade kaardikihti (joonis 1).

3. Harvendusraiega loendusladel arvutati harvenduse osakaal viisil, et lausalise harvendusraiega alad arvestati kogu ulatuses, hõilulise kujundusraiega alad aga poolel pindalal harvendatuks. Nende osakaalude põhjal leiti analüüsideks tervikala harvendusraie osakaal. Kraavide sulgemise ning paisude ehitamisega kaasnes taastamistöödel aga kraavide puhastamine taimestikust ning väikeses mahus kraaviäärset raiet, mille arvestamist ei peetud magistritöö raames töö mahu tõttu otstarbekaks. Jätkuuuringutes tasuks siiski kaaluda puistu eemaldamise hinnangute täpsustamist, kasutades näiteks spetsiaalseid välitöid või kaugseiremeetodeid.

## Kokkuvõte

Inimtegevusest tulenev ökosüsteemide ning bioloogilise mitmekesisuse hävimine on globaalse tähtsusega keskkonnaprobleem. Eestis vähenes 20. sajandi teises pooles märgalade pindala kolm korda, sh siirdesoometsade pindala viisteist korda. Siirdesoomets on elupaigatüübina kõrge kaitseväärtusega (kuulub Euroopa Liidu Loodusdirektiivi I Lisasse), kuid selle kuivendamisel alaneb mullas veetase, puistu struktuur muutub ning mets kujuneb lõpuks kõdusoometsaks. Eestis on püütud kahjustunud märgalasid taastada raietöötluste ja kraavide sulgemise abil, kuid protsessi on vähe uuritud ja seetõttu on keeruline valida sobivaimaid taastamistöötlusi ning hinnata taastamise edukust. Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli selgitada välja teostatud taastamistöötluste mõju haudelinnustiku asustustihedusele, liikide arvule, mitmekesisusele ja koosluse koosseisule, samuti uuriti kraavitiheiduse mõju linnustikule.

Magistritöö eksperimentaalsed andmed koguti Öördi ja Kikepera raba ümbruse katsealadelt, kus kuivendatud siirdesoometsades on taastamise eesmärgil läbi viidud erinevad raietöötlusted ning suletud kuivenduskraavid. Lisaks tuvastati geoinfopäringuga Eesti looduslikud siirdesoometsad ja valiti nende hulgast võrdlusalad. Katsealadel ja võrdlusaladel teostati 2019. aastal topeltkaardistamise meetodil linnuloendused, aastatel 2013-2014 olid katsealadel teostatud taastamistööde-eelsed linnuloendused. Kõikidele aladele arvutati linnustikku potentsiaalselt mõjutavad keskkonnaparameetrid. Analüüsiti taastamisalade linnustiku üldnäitajate seoseid taastamistööde ja kraavide tihedusega ning testiti erinevate alade koosluste koosseisu erinevusi. Harvendusraied ja kraavide sulgemine ei mõjutanud linnustiku üldnäitajaid, kuid töötlustega alade kooslused muutusid sarnasemaks looduslike alade kooslustega. Raiealade kooslused olid homogeensemad, kraavide sulgemine aga lisas aladele varieeruvust. Kuna kahe töötlustega alade kooslused olid sarnased looduslike kooslustega ning eristunud kuivendatud alade kooslustest, on otstarbekas taastamisvõtteid kombineerida. Kraavitiheus kui kuivendamise põhitunnus ei seleta selle uuringu põhjal linnukoosluste koosseisu ning üldnäitajaid. Kuna taastamistöödest oli möödunud 3-4 aastat, ei saa muutustest linnustikus teha lõplikke järeldusi ning otstarbekas on läbi viia jätkuuringud, et paigutada linnustiku muutused pikemale ajaskaalale. Jätkuuringutes peaks suurendama nii kontrollalade kui võrdlusalade valimit.

## Summary

### **Nesting birds of pine bog woodlands: effects of forestry draining and restoration**

Destruction of ecosystems and biodiversity due to human activity is a global environmental issue. During the second half of the 20th century in Estonia, the area of wetlands was reduced three-fold, including mixotrophic pine bog woodlands, which decreased 15-fold. The latter are of high protection value as a habitat type (listed in Annex I of the EU Habitat Directive). Draining of these areas results in lowering of the water table and structural changes leading to its transformation to decayed-peat forest. In Estonia restoration of drained wetland forests has been approached by partial cutting and ditch-filling but these methods have not been thoroughly studied and the success of restoration is unknown. The aim of this Master's thesis was to explore the effects of restoration activities on density, species richness, species diversity and community assemblage of the nesting bird population. In addition, the effect of ditch density on the nesting bird community was studied.

The experimental data were collected in the surrounding areas of Öördi and Kikepera bogs where experimental restoration of mixotrophic pine bog woodlands combining different thinnings and ditch-blocking has been performed in winters 2014/2015-2015/2016. Additionally, with the aid of GIS queries, natural stands of this type in Estonia were detected and reference areas were chosen. In 2019, using the double-mapping method in the experimental and reference areas, bird census was performed. In 2013-2014, a similar bird census had been performed in the pre-restoration forests. For all areas the environmental parameters potentially affecting the avifauna were calculated. Relationships between the general characteristics of the avifauna, ditch density and restoration methods were analyzed, and the difference in assemblages of different areas was tested. Forest thinning and ditch-blocking did not affect the general characteristics of the avifauna but in the areas with these restorative measures bird assemblages became more similar to those in the natural reference areas. Assemblages in thinned areas became more homogeneous whereas ditch-filling increased their heterogeneity. Since the areas with restorative methods combined were more similar to natural areas and distinct from decayed-peat forests, it appears effective to combine the two restoration measures. Ditch-density as a defining feature of forest ditching did not explain the bird-assemblage characteristics studied. No final conclusions can be made about long-term changes in the avifauna due to the short period of time since restoration and further studies based on increased number of test and reference areas are necessary for that.

## **Tänuavaldused**

Täna Askot Lõhmust põhjaliku ja konstruktiivse juhendamise eest. Samuti tänan Kadri Finki põhjaliku nõustamise eest geoinfosüsteemidega töötamisel, Viive Kiisi toe eest välitööde planeerimisel, Maarja Vaikret andmeanalüüsidega abistamise, Liina Remmi, Eliisa Passi ning Enn Rusi üldiste nõuannete eest. Lisaks tänan Johanna Lehtmetsa igakülgse toe eest kogu magistr töö koostamise perioodil.

Töö koostamist toetas Eesti Teadusagentuur institutsionaalsest uurimisteemast IUT 34-7 "Uudsed ökosüsteemid ja ökoloogiline taastamine säästva looduskasutuse kontekstis". Soomaa katesüsteem rajati Riigimetsa Majandamise Keskuse teadusprojekti LLOOM13051 "Metsise (*Tetrao urogallus*) elupaigakvaliteeti määravate tegurite kompleksuuring" raames.

## Kasutatud kirjandus

- Cahall, R. E., Hayes, J. P. ja Betts, M. G. (2013). Will they come? Long-term response by forest birds to experimental thinning supports the “Field of Dreams” hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 304, 137-149.
- Campbell, S. P., Witham, J. W. ja Hunter Jr, M. L. (2007). Long-term effects of group-selection timber harvesting on abundance of forest birds. *Conservation Biology*, 21, 1218-1229.
- Carey, A. B. (2003). Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry*, 76, 127-136.
- Convention on Biological Diversity. (2013). *Quick guides to the Aichi Biodiversity Targets*. Kasutatud 11.05.2020, <https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/targets/compilation-quick-guide-en.pdf>
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T. ja Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*, 136, 739-766.
- Euroopa Komisjon. (2011). *Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020*. Kasutatud 11.05.2020, [https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity\\_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet\\_ET.pdf](https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet_ET.pdf)
- Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 2009/147/EÜ (26.01.2010). *Euroopa Liidu Teataja*. Kasutatud 11.05.2020, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=EN>
- Forsman, J. T., Reunanen, P., Jokimäki, J. ja Mönkkönen, M. (2010). The effects of small-scale disturbance on forest birds: a meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research*, 40, 1833-1842.
- Forsman, J. T., Reunanen, P., Jokimäki, J. ja Mönkkönen, M. (2013). Effects of canopy gap disturbance on forest birds in boreal forests. *Annales Zoologici Fennici*, 50, 316-327.

- Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keiřs, O., Kålås, J. A., ...Lehikoinen, A. (2017). Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation*, 214, 223-232.
- Hansen, A. J. ja DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17, 974-988.
- Hill, A. P., Prince, P., Piña Covarrubias, E., Doncaster, C. P., Snaddon, J. L. ja Rogers, A. (2018). AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 1199-1211.
- Hoover, J. P. (2009). Effects of hydrologic restoration on birds breeding in forested wetlands. *Wetlands*, 29, 563-573.
- Hotanen, J. P., Maltamo, M. ja Reinikainen, A. (2006). Canopy stratification in peatland forests in Finland. *Silva Fennica*, 40, 53–82.
- Hutto, R. L. (1998). Using landbirds as an indicator species group. J. M. Marzluff, R. Sallabanks (toim.), *Avian conservation: research and management* (lk 75-92). Washington DC: Island Press.
- Hutto, R. L., Flesch, A. D. ja Fylling, M. A. (2014). A bird's-eye view of forest restoration: Do changes reflect success? *Forest Ecology and Management*, 327, 1-9.
- Kalies, E. L., Chambers, C. L. ja Covington, W. W. (2010). Wildlife responses to thinning and burning treatments in southwestern conifer forests: a meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 259, 333-342.
- Keskkonnaministeerium. (2012). *Looduskaitse arengukava aastani 2020*. Kasutatud 02.05.2020, [https://www.envir.ee/sites/default/files/lak\\_lop\\_0.pdf](https://www.envir.ee/sites/default/files/lak_lop_0.pdf)
- Keskkonnaministeerium. (2015a). *Kaitstavate soode tegevuskava*. Kasutatud 02.05.2020, [https://www.envir.ee/sites/default/files/soode\\_tegevuskava.pdf](https://www.envir.ee/sites/default/files/soode_tegevuskava.pdf)
- Keskkonnaministeerium. (2015b). *Metsise kaitse tegevuskava*. Kasutatud 02.05.2020, [https://www.envir.ee/sites/default/files/metsis\\_tk\\_2015.pdf](https://www.envir.ee/sites/default/files/metsis_tk_2015.pdf)

- Kibe, T. ja Kollist, P. (1965). Eluskatte varisest ja selle poolt mulda tagastatavast mineraalainete hulgast siirdesoometsades. *Metsanduslikud uurimused* 4, 62-82.
- Lachance, D., Lavoie, C. ja Desrochers, A. (2005). The impact of peatland afforestation on plant and bird diversity in southeastern Québec. *Ecoscience*, 12, 161-171.
- Laine, A. M., Leppälä, M., Tarvainen, O., Päätaalo, M. L., Seppänen, R. ja Tolvanen, A. (2011). Restoration of managed pine fens: effect on hydrology and vegetation. *Applied Vegetation Science*, 14, 340-349.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F. ja Fischer, J. (2006). General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131, 433-445.
- Lõhmus, A. (2004). Breeding bird communities in two Estonian forest landscapes: are managed areas lost for biodiversity conservation? *Proceedings of Estonian Academy of Sciences, Biology/Ecology*, 53, 52-67.
- Lõhmus, A. ja Rosenväld, R. 2005. Järvselja looduskaitsekvartali haudelinnustik: pikaajalised muutused ja inventeerimismetoodika analüüs. *Hirundo* 18, 18-30.
- Lõhmus, A. (2017). *Metsise elupaikade sihttaastamise eksperimentaalne uuring Soomaa uurimisalal, II. etapp*. [Käsikiri]
- Lõhmus, A., Leivits, M., Pēterhofs, E., Zizas, R., Hofmanis, H., Ojaste, I. ja Kurlavičius, P. (2017). The Capercaillie (*Tetrao urogallus*): an iconic focal species for knowledge-based integrative management and conservation of Baltic forests. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1-21.
- Lõhmus, E. (2004). *Eesti metsakasvukohatüübid*. Tartu: Eesti Loodusfoto.
- MacArthur, R. H. ja MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42, 594-598.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H. O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., ...Connors, S. (2018). Global warming of 1.5 C. *An IPCC Special Report on the impacts of global warming of, 1*.

- McCune, B. ja Mefford, M. J. (1999). *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Oregon: MjM software design.
- Melin, M., Mehtätalo, L., Miettinen, J., Tossavainen, S. ja Packalen, P. (2016). Forest structure as a determinant of grouse brood occurrence—an analysis linking LiDAR data with presence/absence field data. *Forest Ecology and Management*, 380, 202-211.
- Metsaseadus (06.07.2017). *Riigi Teataja I*. Kasutatud 11.05.2020, <https://www.riigiteataja.ee/akt/106072017004>
- Nellis, R. ja Volke, V. (2019). Metsalindude arvukuse muutused perioodil 1983-2018. *Hirundo* 32, 63-80.
- Paal, J. (2007). *Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat*. Tallinn: Auratrükk.
- Paal, J. (2011). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Tartu: Eesti Turbaliit.
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A. ja Kull, A. (2016). Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires & Peat*, 18, 1-19.
- Palo, A. (2018). *Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend*. Kasutatud 02.02.2020, [https://www.envir.ee/sites/default/files/metsainventeerimine\\_juhend\\_2018.pdf](https://www.envir.ee/sites/default/files/metsainventeerimine_juhend_2018.pdf)
- Päivänen, J. ja Hånell, B. (2012). *Peatland ecology and forestry—a sound approach*. Helsingi: Helsingin yliopiston metsätieteiden laitos.
- Rankin, D. T. ja Perlut, N. G. (2015). The effects of forest stand improvement practices on occupancy and abundance of breeding songbirds. *Forest Ecology and Management*, 335, 99-107.
- Reeder, B. C. ja Wulker, B. D. (2017). Avifauna use of reference and restored bottomland forest wetlands in Eastern Kentucky. *Ecological Engineering*, 108, 498-504.
- Remm, J., Lõhmus, A. ja Rosenthal, R. (2008). Density and diversity of hole-nesting passerines: dependence on the characteristics of cavities. *Acta Ornithologica*, 43, 83-91.
- Remm, L., Lõhmus, P., Leis, M. ja Lõhmus, A. (2013). Long-term impacts of forest ditching on non-aquatic biodiversity: conservation perspectives for a novel ecosystem. *PLoS One*, 8, e63086.



- Remm, L., Lõhmus, A., Leibak, E., Kohv, M., Salm, J. O., Lõhmus, P., ...Rannap, R. (2019). Restoration dilemmas between future ecosystem and current species values: The concept and a practical approach in Estonian mires. *Journal of Environmental Management*, 250, 109439.
- Riigimetsa Majandamise Keskus. (i.a). *Metsanduse terminoloogia*. Kasutatud 11.05.2020, <https://www.rmkk.ee/files/Metsamajanduse%20m%C3%B5isted.pdf>
- Rosenvald, R., Lõhmus, A., Kraut, A. ja Remm, L. (2011). Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management*, 262, 1541-1550.
- Rootsi, I., Viht, E., Õun, A. (1988). Lahemaa rahvuspargi maismaa linnukooslused. *Lahemaa uurimused III*, 143-157.
- United Nations Environment Programme. (2020). *The UN Decade on Ecosystem Restoration 2021-2030*. Kasutatud 11.05.2020, <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30919/UNDecade.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Verschuyt, J., Riffell, S., Miller, D. ja Wigley, T. B. (2011). Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests—a meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261, 221-232.
- Versluijs, M., Eggers, S., Hjältén, J., Löfroth, T. ja Roberge, J. M. (2017). Ecological restoration in boreal forest modifies the structure of bird assemblages. *Forest Ecology and Management*, 401, 75-88.
- Väisänen, R. A. ja Rauhala, P. (1983). Succession of land bird communities on large areas of peatlands drained for forestry. *Annales Zoologici Fennici*, 20, 115–127.
- Wenny, D. G., Devault, T. L., Johnson, M. D., Kelly, D., Sekercioglu, C. H., Tomback, D. F. ja Whelan, C. J. (2011). The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk*, 128, 1-14.
- Williams, D. D. (2005). Temporary forest pools: can we see the water for the trees? *Wetlands Ecology and Management*, 13, 213-233.

Åberg, J., Swenson, J. E. ja Angelstam, P. (2003). The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management*, 175, 437-444.

**Lisa 1.** Alade keskkonnaparameetrid analüüside kaupa. Ala nime esimene täht tähistab Vanaveski (V) või Räksi (R) maastikku. Taastamise mõju ja koosluste võrdleva analüüsi alade nimedes sisalduvad K, R, VK ning RV tähistavad vastavalt kuivendatud kontrollalasid, ainult harvendusraiega, ainult kraavide sulgemisega ning topelttöötusega alasid. Lisaks on esitatud Soomaa (MarduS) ja Alam-Pedja (PP) võrdlusalad ning statistilistest analüüsides eemaldatud MarduV võrdlusala.

Ala	Analüüs	Pindala (ha)	Harvendus (%)	Puistu keskmise vanus (a)	Mänd (%)	Kraave (km/ha)	Paksu SS ja RB mulla osakaal (%)	Kuivendus- mõju (a)
V1vRV	Taastamine	10,8	39,8					
V1vrK	Taastamine	8,9	0,0					
V1rR	Taastamine	9,7	0,0					
V2rR	Taastamine	12,2	0,0					
V2rK	Taastamine	11,1	56,9					
V2vRV	Taastamine	10,2	78,1					
V2vVK	Taastamine	12,7	0,0					
V3rR	Taastamine	19,1	72,9					
V3vVK	Taastamine	7,5	0,0					
V3vRV	Taastamine	7,9	17,2					
V4rR	Taastamine	7,7	0,0					
V4vRV	Taastamine	10,9	75,6					
V4lisaK	Taastamine	8,7	50,4					
R1rR	Taastamine	8,4	32,3					
R1rK	Taastamine	8,3	0,0					
R1vRV	Taastamine	8,7	74,3					
R1vVK	Taastamine	8,3	0,0					
R1rPuVK	Taastamine	7,5	74,1					
R2rR	Taastamine	10,6	0,0					
R2vRV	Taastamine	9	0,0					
R2vVK	Taastamine	126	32,1					
R3rK	Taastamine	7,8	77,1					
R3rR	Taastamine	17,5	0,0					
R3vK	Taastamine	11	0,0					
R3vRV	Taastamine	12,2	47,2					
R5rK	Taastamine	10,6	0,0					
R5vRV	Taastamine	12,9	72,8					
R5vVK	Taastamine	17	0,0					
V1v	Kuivendus	10,7		81,0	93,4	0,089	0	42
V1rVäike	Kuivendus	6,2		63,6	96,4	0,063	0	42
V1rSuur	Kuivendus	10,7		80,3	96,7	0,095	0	42

Lisa 1 (järg)

V2rVäike	Kuivendus	10,1		107,4	88,8	0,068	0	42
V2rSuur	Kuivendus	12,3		76,5	95,2	0,077	0	42
V2vVäike	Kuivendus	8,3		91,6	95,0	0,125	100	42
V2vSuur	Kuivendus	16,4		64,6	86,5	0,111	99	42
V3r	Kuivendus	17,7		66,4	80,2	0,099	2	42
V3v	Kuivendus	15,4		87,5	89,3	0,104	88	42
V4	Kuivendus	19,1		46,6	64,8	0,115	6	42
V4lisa	Kuivendus	10,4		52,9	66,1	0,135	88	42
R1Väike	Kuivendus	6,7		106,1	76,4	0,120	100	48
R1Kesk	Kuivendus	12,4		69,2	92,2	0,081	100	48
R1Suur	Kuivendus	21,9		104,3	85,2	0,095	100	48
R2Väike	Kuivendus	9,7		67,0	98,5	0,108	71	48
R2Kesk	Kuivendus	11,0		81,2	95,2	0,094	68	48
R2Suur	Kuivendus	13,1		83,6	84,4	0,108	75	48
R3r	Kuivendus	25,6		64,6	78,4	0,066	84	48
R3v	Kuivendus	26,4		54,7	83,6	0,049	99	48
R5r	Kuivendus	15,5		83,1	73,8	0,083	100	48
R5vVäike	Kuivendus	7,6		67,6	93,3	0,075	79	48
R5vSuur	Kuivendus	22,5		102,0	73,9	0,089	100	48
MarduV	Kuivendus	8,3		95,2	5,6	0,000	0	0
MarduS	Kuivendus	26,7		98,8	49,2	0,000	1	0
PP	Kuivendus	39,0		113,3	99,0	0,000	96	0
R1rK	Kooslused	8,3	0,0	110,3	79,7	0,099	100	
R3rK	Kooslused	7,8	0,0	60,0	75,1	0,08	0	
R3vK	Kooslused	11,0	0,0	56,0	80,0	0,032	50	
R5rK	Kooslused	10,6	0,0	92,0	75,0	0,087	100	
V1vrK	Kooslused	9,0	0,0	75,0	93,0	0,086	0	
V2rK	Kooslused	11,1	0,0	93,4	96,3	0,091	0	
V4lisaK	Kooslused	8,6	0,0	65,7	79,3	0,109	75	
R1rR	Kooslused	8,4	74,2	102,4	83,8	0,095	100	
R2rR	Kooslused	10,6	32,1	89,4	83,0	0,111	17	
R3rR	Kooslused	17,5	47,2	73,5	79,8	0,051	0	
V1rR	Kooslused	9,7	56,9	79,5	95,0	0,091	0	
V2rR	Kooslused	12,2	78,1	98,8	87,9	0,085	0	
V3rR	Kooslused	19,1	17,2	63,9	73,2	0,099	0	
V4rR	Kooslused	7,7	50,4	52,9	54,2	0,132	0	
R1vRV	Kooslused	8,7	74,1	106,8	83,8	0,085	56	
R2vRV	Kooslused	9,0	77,1	77,8	94,9	0,12	44	
R3vRV	Kooslused	12,2	72,8	64,9	82,4	0,053	0	

Lisa 1 (järg)

R5vRV	Kooslused	12,9	77,8	83,2	86,4	0,09	33
V1vRV	Kooslused	10,8	39,8	87,0	93,4	0,089	0
V2vRV	Kooslused	10,2	72,9	83,2	84,7	0,114	80
V3vRV	Kooslused	7,9	75,6	91,4	90,0	0,116	60
V4vRV	Kooslused	10,9	32,3	52,3	72,7	0,103	25
R1vVK	Kooslused	8,3	0,0	89,2	87,0	0,095	100
R2vVK	Kooslused	12,6	0,0	81,4	95,9	0,098	78
R5vVK	Kooslused	17,0	0,0	80,5	89,5	0,086	33
V2vVK	Kooslused	12,7	0,0	73,5	92,0	0,109	83
V3vVK	Kooslused	7,5	0,0	97,0	87,3	0,122	50
R1rPuVK	Kooslused	7,5	0,0	83,4	92,4	0,09	75
MarduS	Kooslused	26,7	0,0	98,8	49,2	0	1
MarduV	Kooslused	8,3	0,0	95,2	5,6	0	0
PP	Kooslused	39,0	0,0	113,3	99,0	0	96

---

**Lisa 2.** Liikide keskmised asustustihedused ning alade üldasustustihedused (paari/10 ha) siirdesoomännikutes 2019. aastal: kuivendusalaadel (n = 7), ainult harvendusraiega aladel (n = 7), ainult kraavide sulgemisega aladel (n = 6), topelttöötusega aladel (n = 8) ning looduslikel aladel (n = 2).

Liik	Lühend	Kuivendus	Raie	Kraavid	Topelt	Looduslik
Piilpart ( <i>Anas crecca</i> )	ANACRE	0,0	0,1	0,2	0,2	0,0
Sinikael-part ( <i>A. platyrhynchos</i> )	ANAPLA	0,0	0,1	0,7	0,2	0,0
Metskiur ( <i>Anthus trivialis</i> )	ANTTRI	0,8	1,2	2,7	3,1	2,6
Siisike ( <i>Carduelis spinus</i> )	CARSPI	0,4	0,6	0,4	0,5	1,1
Porr ( <i>Certhia familiaris</i> )	CERFAM	0,5	0,1	0,3	0,1	0,4
Kaelustuvi ( <i>Columba palumbus</i> )	COLPAL	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2
Suur-kirjurähn ( <i>Dendrocopos major</i> )	DENMAJ	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1
Punarin ( <i>Erithacus rubecula</i> )	ERIRUB	2,7	2,2	2,1	1,4	2,5
Must-kärbsenäpp ( <i>Ficedula hypoleuca</i> )	FICHYP	0,3	0,5	0,4	0,4	0,3
Väike-kärbsenäpp ( <i>F. parva</i> )	FICPAR	0,4	0,2	0,2	0,0	0,0
Metsvint ( <i>Fringilla coelebs</i> )	FRICOE	5,4	6,3	5,5	6,1	6,2
Tikutaja ( <i>Gallinago gallinago</i> )	GALGAL	0,0	0,1	0,2	0,1	0,2
Pasknäär ( <i>Garrulus glandarius</i> )	GARGLA	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0
Tutt-tihane ( <i>Lophophanes cristatus</i> )	LOPCRI	0,1	0,5	0,8	0,3	0,6
Hall-kärbsenäpp ( <i>Muscicapa striata</i> )	MUSSTR	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Rasvatihane ( <i>Parus major</i> )	PARMAJ	0,2	0,9	0,2	0,3	0,3
Musttihane ( <i>Periparus ater</i> )	PERATE	0,0	0,3	0,2	0,2	0,0
Lepalind ( <i>Phoenicurus phoenicurus</i> )	PHOPHO	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0
Väike-lehelind ( <i>Phylloscopus collybita</i> )	PHYCOL	2,9	3,9	1,7	2,2	1,2
Salu-lehelind ( <i>P. trochilus</i> )	PHYLUS	3,3	3,4	4,0	4,7	1,6
Mets-lehelind ( <i>P. sibilatrix</i> )	PHYSIB	3,0	2,5	2,8	2,1	2,7
Põhjatihane ( <i>Poecile montanus</i> )	POEMON	0,0	0,2	0,0	0,5	0,2
Vösaraat ( <i>Prunella modularis</i> )	PRUMOD	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1
Leevike ( <i>Pyrrhula pyrrhula</i> )	PYRULA	0,0	0,1	0,3	0,1	0,3
Pöialpoiss ( <i>Regulus regulus</i> )	REGREG	1,1	1,1	0,7	0,2	0,0
Metskurvits ( <i>Scolopax rusticola</i> )	SCORUS	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0
Mustpea-pöösälind ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	SYLATR	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2

Aed-põõsalind ( <i>S. borin</i> )	SYLBOR	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0
Pruunselg-põõsalind ( <i>S. communis</i> )	SYLCOM	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Laanepüü ( <i>Tetrastes bonasia</i> )	TETBON	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2
Metsis ( <i>Tetrao urogallus</i> )	TETURO	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0
Metstilder ( <i>Tringa ochropus</i> )	TRIOCH	0,2	0,8	0,5	0,4	0,2
Käblik (Troglodytes troglodytes)	TROTRO	1,2	2,7	0,8	1,9	1,2
Musträsta ( <i>Turdus merula</i> )	TURMER	0,3	0,5	0,4	0,8	1,0
Laulurästa ( <i>T. philomelos</i> )	TURPHI	0,4	0,1	0,2	0,4	0,5
Hoburästa ( <i>T. viscivorus</i> )	TURVIS	0,5	0,0	0,3	0,2	0,2
		24,5	29,1	25,6	27,8	24,1

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Mart Kiis,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Siirdesoometsade haudelinnustik: kuivendamise ja taastaise mõjud“, mille juhendaja on Asko Lõhmus, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Mart Kiis*

**26.05.2020**